ESPECIES ACUÁTICAS INVASORAS EN MÉXICO

COMISIÓN NACIONAL PARA EL CONOCIMIENTO Y USO DE LA BIODIVERSIDAD



ESPECIES ACUÁTICAS INVASORAS
EN MÉXICO

ESPECIES ACUÁTICAS INVASORAS EN MÉXICO

Roberto E. Mendoza Alfaro
Patricia Koleff Osorio
coordinadores

CONABIO
COMISIÓN NACIONAL PARA EL
CONOCIMIENTO Y USO DE LA BIODIVERSIDAD

MÉXICO, 2014

Revisión externa
Sergio M. Zalba
Adriana Gracia

Revisión de textos en inglés
Jordan Golubov Figueroa
Yolanda Barrios Caballero

Producción editorial
Antonio Bolívar
Rosalba Becerra
Oswaldo Barrera

Impresión
Offset Rebosán, S.A. de C.V.

Primera edición, enero de 2014

Liga Periférico-Insurgentes Sur 4903, Parques del Pedregal, Tlalpan, 14010 México, D.F.
www.conabio.gob.mx • *www.biodiversidad.gob.mx*

ISBN obra impresa: 978-607-8328-04-8

Editado e impreso en México / *Printed in Mexico*

Forma sugerida de citar:
Mendoza, R. y P. Koleff (coords.). 2014. *Especies acuáticas invasoras en México.*
Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.

PREFACIO / *PREFACE*

Las invasiones de especies no nativas constituyen uno de los mayores cambios ambientales globales que ocurren actualmente. Junto con el calentamiento global, el cambio en los ciclos biogeoquímicos y la modificación del hábitat están cambiando la faz de la Tierra, causando la extinción de miles de especies y la reducción o pérdida de incontables ecosistemas. Las invasiones han ocurrido por mucho tiempo, pero su número e impactos se han incrementado dramáticamente durante el siglo pasado, y en particular con el surgimiento de una economía altamente globalizada en las últimas décadas.

Aunque el ritmo y la extensión de las invasiones a veces parecen abrumadores y los problemas que causan se antojan inmanejables, existen muchos ejemplos de manejo exitoso de invasiones establecidas y erradicaciones de invasoras de reciente ingreso. Los avances en tecnologías bien establecidas, en particular el control biológico y el control químico, además de los nuevos métodos (p. ej., métodos genéticos autocidas y feromonas atractantes para peces invasores, micro-*pellets* tóxicos encubiertos para el mejillón cebra) conducen a la posibilidad de disminuir en gran medida los impactos de la invasión. Lo más importante es el reconocimiento creciente, por parte de quienes elaboran las políticas de muchas naciones, de que las invasiones biológicas son una plaga costosa con impactos asombrosos no solo en la biodiversidad sino también en la economía y la salud pública. Lo que se necesita actualmente es el desarrollo de políticas coherentes e integradas para mantener fuera a las especies invasoras, para encontrar y tratar de erradicar aquellas especies que a pesar de todo invaden, y para controlar y mantener en densidades lo más bajas posible aquellas invasiones que no podemos erradicar.

El desarrollo de tales políticas y su implementación en campo requieren el conocimiento acerca de qué especies se han vuelto invasoras, en dónde y cuáles son sus impactos. Aunque esta información es escasa, el creciente reconocimiento de la magnitud de los problemas causados por las invasiones ha conducido en algunas regiones a emprender esfuerzos sustanciales para proporcionar la información de base requerida. México es una de las naciones megadiversas del mundo, con un enorme número de especies, muchas de ellas endémicas, que ocupan hábitats que van de templados

Invasions by non-native species constitute one of the great global environmental changes occurring today. Along with global warming, changed biogeochemical cycles, and habitat modification, they are changing the face of the Earth, causing the extinction of thousands of species and the dwindling or loss of countless ecosystems. Invasions have been going on for a long time, but their number and impacts have increased dramatically over the past century, and particularly with the advent of a highly globalized economy over the past few decades.

Although the pace and extent of invasions sometimes seem overwhelming and the problems they cause appear intractable, in fact there have been many examples of successful management of established invasions and eradications of newly arrived invaders. Advances in several well-established technologies, especially biological control and chemical control, plus totally new approaches (e.g., genetic autocidal methods and pheromone attractants for invasive fishes, disguised toxic micro-pellets for zebra mussels) lead to the possibility of greatly lessening invasion impacts. Most important is the increasing recognition by policymakers of many nations that biological invasions are a costly plague, with staggering impacts not only on biodiversity but on the economy and public health as well. What is needed now is the development of coherent, integrated policies to keep invaders out, to find quickly and attempt to eradicate those species that nevertheless invade, and to control at the lowest possible densities those invasions that we cannot eradicate.

Development of such policies and their implementation on the ground require knowledge of which species have invaded where, and what their impacts are. Though such information has been largely lacking, the increasing recognition of the magnitude of the problems caused by invasions has led in some regions to a substantial effort to provide the requisite baseline information. Mexico is one of the world's megadiverse nations, with enormous numbers of species, many of them endemic, occupying habitats

a tropicales. Los hábitats incluyen las costas tanto del océano Pacífico como del golfo de México, y además cuenta con un gran número de ríos y lagos con características muy variadas. México es una nación tan grande que la introducción de una especie de una región a otra (por ejemplo del Pacífico al golfo de México o del cauce de un río a otro) constituye una invasión biológica y puede tener consecuencias tan severas como la llegada de una especie de Asia o África. La publicación de un volumen amplio sobre toda la gama de especies invasoras marinas y de agua dulce –plantas, animales y microrganismos– en aguas mexicanas, siguiendo los pasos de la *Estrategia Nacional sobre Especies Invasoras* (2010), es por lo tanto un logro extraordinario. Solo se puede esperar que otras naciones megadiversas sigan el ejemplo.

Tal como lo indica *Especies acuáticas invasoras en México*, se sabe que varias especies invasoras acuáticas tienen impactos de gran importancia, entre ellos plecos, tilapia, carpa común, pez león, pez mosquito, rana toro, tortuga de orejas rojas, carrizo gigante, tamarisco y la hidrila. Estos impactos no solo son ecológicos sino que también incluyen grandes pérdidas económicas. Por ejemplo, se estima que los plecos le han costado a las pesquerías mexicanas más de 13 millones de dólares en pérdidas de la producción, mientras que varias plantas acuáticas invasoras pueden obstruir sistemas de agua de municipios e instalaciones hidroeléctricas.

Sin embargo, también queda claro a partir de este libro que los efectos que traen consigo la mayoría de las especies invasoras acuáticas en México no han sido estudiados. Es importante darse cuenta de que la ausencia de impactos conocidos no quiere decir que no existan, en el caso de especies que no han sido suficientemente estudiadas; muchos efectos de las invasiones son sutiles y graduales pero aun así importantes. El pino salado, por ejemplo, mediante su sistema de raíces profundas, cambia el régimen hidrológico de las áreas que invade, causando en ocasiones grandes cambios en la comunidad de plantas nativas. Esto no sucede de un día a otro, ni ante nuestros ojos, como cuando un pez león o una rana toro se come a un pez nativo; los impactos de las especies introducidas son a menudo indirectos, como cuando un pez mosquito se alimenta de zooplancton (y en algunos casos de larvas de anfibios) y al reducir sus poblaciones se presenta un incremento en las poblaciones de fitoplancton como producto de la reducción de la presión por su consumo. Por último, algunas especies (como el carrizo gigante en California) pasan un largo periodo entre el momento de su introducción y la etapa en la que se vuelven invasoras, permaneciendo restringidas e inofensivas durante décadas antes de que de súbito exploten demográficamente en el ambiente. En resumen, *Especies acuáticas inva-*

ranging from temperate to tropical. Habitats include long coasts on both the Pacific Ocean and the Gulf of Mexico, as well as numerous rivers and lakes of greatly varying characteristics. Mexico is such a large nation that introduction of a species from one region to another (for instance, from the Pacific to the Gulf of Mexico, or from one river drainage to another) constitutes a biological invasion and may have consequences every bit as severe as the arrival of a species from Asia or Africa. The publication of a comprehensive volume on the entire gamut of marine and freshwater invasive species –plants, animals, and microorganisms– in Mexican waters, following on the heels of the National Strategy on Invasive Species in Mexico *(2010), is therefore a signal achievement. One can only hope that other megadiverse nations can follow suit.*

As Especies acuáticas invasoras en México *makes clear, several aquatic invaders are already known to have major impacts: armored catfish, tilapia, common carp, lionfish, mosquitofish, bullfrog, red-eared slider, giant reed, water hyacinth, salt cedar, and hydrilla are among these. These impacts are not only ecological, but also include major economic losses. For example, armored catfishes are estimated to have cost Mexican fisheries well over $13 million in lost productivity, while various invasive aquatic plants clog water systems of municipalities and hydroelectric installations.*

However, it is equally clear from Especies acuáticas invasoras *that impacts of most of Mexico's aquatic invaders have not been studied –it is important to realize that absence of known impact is not the same thing as "no impact" when a species has not been studied carefully. Many invasion impacts are subtle and gradual but nonetheless important. Salt cedar, for instance, through its deep root system, changes the hydrological regime of invaded areas, with eventual major changes in the native plant community, but this does not happen overnight or before our eyes, as when a lionfish or bullfrog eats a native fish. Impacts of introduced species are often indirect –as when mosquitofish, by preying on zooplankton (and sometimes amphibian larvae) and reducing their populations, lead to an increase in phytoplankton populations that are released from grazing pressure. Finally, some species (such as giant reed in California) undergo a long time lag between when they are introduced and when they become invasive,*

soras sirve no solo como un informe del estado actual del conocimiento sobre lo que se conoce hasta hoy respecto a las especies invasoras acuáticas en México, sino que es una agenda de investigación que indica aquello que debe ser estudiado.

Como lo destaca la Estrategia Nacional, incrementar el conocimiento es una de las cinco acciones transversales que deben aplicarse en este tema para que una nación pueda tener una respuesta efectiva a las invasiones biológicas. Las otras son un marco legal integrado y completo, el desarrollo de capacidades para implementar la estrategia, coordinación entre todos los involucrados (tanto del gobierno como del sector privado) y, quizá lo más importante, la divulgación y comunicación con el público. Involucrar al público es una condición *sine qua non* para una estrategia de manejo efectiva contra las invasiones. En una democracia enorme y diversa como la de México, si el público exige y apoya acciones para atender un problema, el gobierno y otros participantes tienen un mandato y tomarán acciones. Si el público no reconoce el problema, los científicos y diseñadores de políticas, en el mejor de los casos, harán esfuerzos fragmentados y restringidos por la falta de recursos.

Aun en ausencia de conocimientos y capacidades adecuadas, varias dependencias del gobierno se verán forzadas a actuar sobre temas particulares a medida que se vayan presentando; en realidad, decidir no actuar es una acción. ¿Se deberá autorizar la propuesta de la introducción intencional de una especie como una planta ornamental o la liberación de un pez para pesca deportiva?; ¿qué preguntas se deben plantear para evaluar los riesgos asociados con tal liberación?; si un ciudadano reporta una invasión incipiente, ¿se deberán tomar acciones? y, en caso de que así sea, ¿quién deberá actuar? Cuando los recursos para el manejo son escasos y varias invasiones requieren atención, ¿cual deberá considerarse prioritaria? La Estrategia Nacional indica que para el año 2020, en estos casos se realizarán análisis de riesgo, y *Especies acuáticas invasoras* presenta esta medida con detalles específicos sobre cómo analizar riesgos cuantitativamente para cualquier tipo de especies invasoras, no solamente las acuáticas.

En síntesis, *Especies acuáticas invasoras* marca un hito en la manera de encarar una de las principales amenazas ambientales para México, y al mismo tiempo hace un llamado para realizar investigación importante dirigida y constituye una guía científica para implementar rápidamente los análisis de riesgo.

remaining restricted and harmless for decades before suddenly exploding across the landscape. In short, Especies acuáticas invasoras *serves not only as a status report on what is known about aquatic invaders in Mexico so far but also as a research agenda for what must be studied.*

As the National Strategy emphasizes, increase in knowledge is just one of five cross-cutting actions that must be brought to bear on the issue in order for a nation to have an effective response to biological invasions. The others are a comprehensive, integrated legal framework, development of capacity to implement the strategy, coordination among stakeholders (both governmental and private), and, perhaps most importantly, outreach and communication with the public. Engaging the public is the sine qua non of an effective invasion management strategy. In an enormous, diverse democracy such as Mexico, if the public demands and supports action on a problem, the government and other stakeholders have a mandate and will act. If the public does not recognize the problem, scientists and policymakers will at best produce piecemeal efforts hamstrung by lack of resources.

Even in the absence of adequate knowledge and capacity, various government agencies will be forced to act on particular issues as they arise; in fact, deciding ***not*** *to act is an action. Should a proposed deliberate species introduction, such as importing an ornamental plant or releasing a sport fish, be permitted? What questions should be asked to assess the risks associated with such a release? A citizen reports an incipient invasion – should action be taken, and, if so, by whom? When resources for management are in short supply and several invasions require action, which should receive priority? The National Strategy calls for scientific risk analysis in such cases by 2020, and* Especies acuáticas invasoras *fleshes out this injunction with specific details about how to analyze risk quantitatively for any sort of invasive species, not only aquatic ones.*

In sum, Especies acuáticas invasoras *is a milestone in grappling with one of the major environmental threats facing Mexico, as well as a call for targeted important research and a roadmap for quickly implementing scientific risk analysis.*

Daniel Simberloff
University of Tennessee
Knoxville, TN, USA

ÍNDICE

Principales siglas y acrónimos

APHIS	Servicio de Inspección de Sanidad Animal y de Plantas (Estados Unidos)
CCA	Comisión para la Cooperación Ambiental de América del Norte
CDB	Convenio sobre la Diversidad Biológica
CDM	Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar
CIPF	Convención Internacional de Protección Fitosanitaria
Cibnor	Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste
CICESE	Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada
CICIMAR	Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas
CITES	Convención sobre Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres
CNUDM	Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar
Coferpis	Comisión Federal para la Protección Contra Riesgos Sanitarios
Conabio	Comisión Nacional para la Conocimiento y Uso de la Biodiversidad
Conacyt	Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología
Conafor	Comisión Nacional Forestal
Conapesca	Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca
Conanp	Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas
CRDCM	Consejos Regionales de Desarrollo Costero y Marino
DGGFS	Dirección General de Gestión Forestal y de Suelos, Semarnat
DGIRA	Dirección General de Impacto y Riesgo Ambiental, Semarnat
DGSA	Dirección General de Sanidad Animal, Senasica
DGSV	Dirección General de Sanidad Vegetal, Senasica
DGVS	Dirección General de Vida Silvestre, Semarnat
DOF	*Diario Oficial de la Federación*
Ecosur	El Colegio de la Frontera Sur
EFSA	Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria
FAO	Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura
FAO-CCPR	FAO-Código de Conducta para la Pesca Responsable
FAO-DB	FAO-Declaración de Bangkok
FISK	Freshwater Fish Invasiveness Scoring Kit
GBIF	Global Biodiversity Information Facility [Infraestructura Mundial de Informaciónsobre Biodiversidad]
GEF	Fondo Mundial para el Medio Ambiente
GIASIP	Global Invasive Alien Species Information Partnership [Alianza estratégica mundial de información sobre especies exóticas invasoras]
GISD	Base de datos mundial de especies invasoras, UICN
GISIN	Global Invasive Species Information Network
HACCP	Análisis de Riesgos y Puntos Críticos de Control
IBUNAM	Instituto de Biología de la UNAM
IMTA	Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Inapesca	Instituto Nacional de Pesca
INECC	Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático
IPN	Instituto Politécnico Nacional
ISSG	Grupo Especialista sobres Especies Invasivas de la UICN
LAN	Ley de Aguas Nacionales
LFM	Ley Federal del Mar
LFSA	Ley Federal de Sanidad Animal
LGEEPA	Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección Ambiental
LGPAS	Ley General de Pesca y Acuacultura Sustentables
LGVS	Ley General de Vida Silvestre
MARPOL	Convención Internacional para Prevenir la Contaminación por Buques
MEPC	Comité de Protección del Ambiente Marino
MSC	Comité de Seguridad Marítima
NAS	Nonindigenous Aquatic Species (Estados Unidos)
NAISN	Red Norteamericana de Especies Invasoras
NAPPO	Organización Norteamericana para la Protección de las Plantas
NISA	Ley Nacional de Especies Invasoras (Estados Unidos)
NISC	Consejo Nacional de Especies Invasoras (Estados Unidos)
NOM	Norma Oficial Mexicana
NRMF	Normas Regionales de la NAPPO sobre Medidas Fitosanitarias
OEPP	Organización Europea y Mediterránea para la Protección de las Plantas
OMC	Organización Mundial de Comercio
OMI	Organización Marítima Internacional
PANDSOC	Política Ambiental Nacional para el Desarrollo Sustentable de Océanos y Costas de México
PNUD	Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo
PPQ	Programa de Protección de Plantas y Cuarentena (Estados Unidos)
Procma	Programa de Control de Malezas, IMTA
Profepa	Procuraduría Federal de Protección al Ambiente
Ramsar	Convención Ramsar sobre los Humedales de Importancia Internacional
RLFSA	Reglamento de la Ley Federal de Sanidad Animal
RLGVS	Reglamento de la Ley General de Vida Silvestre
Sagarpa	Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación
SCT	Secretaría de Comunicaciones y Transportes
Sedagro	Secretaría de Desarrollo Agropecuario del Gobierno del Estado de Morelos
Segob	Secretaría de Gobernación
Semarnat	Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales
Senasica	Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agroalimentaria
Sener	Secretaría de Energía
SEP	Secretaría de Educación Pública
SIEI	Sistema de Información sobre Especies Invasoras
Sinexe	Sistema de Información Nacional de Enfermedades Exóticas y Emergentes
SNIB	Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad
SOLAS	Convenciones de la Comisión Internacional para la Salvaguarda de la Vida Humana en el Mar
SPS	Acuerdo sobre Medidas Sanitarias y Fitosanitarias, OMC
Sunivs	Subsistema Nacional de Información sobre la Vida Silvestre
UABC	Universidad Autónoma de Baja California
UABCS	Universidad Autónoma de Baja California Sur
UANL	Universidad Autónoma de Nuevo León
UICN	Unión Mundial para la Naturaleza (antes Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza)
UMA	Unidad de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre
UNAM	Universidad Nacional Autónoma de México
Umar	Universidad del Mar, Oaxaca

Sección I
CONCEPTOS GENERALES

1 INTRODUCCIÓN DE ESPECIES EXÓTICAS ACUÁTICAS EN MÉXICO Y EN EL MUNDO

Roberto Mendoza Alfaro* y Patricia Koleff Osorio

* Autor para recibir correspondencia: <roberto.mendoza@yahoo.com>

Mendoza, R., y P. Koleff. 2014. Introducción de especies exóticas acuáticas en México y en el mundo, en R. Mendoza y P. Koleff (coords.). *Especies acuáticas invasoras en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, pp. 17-41.

RESUMEN

En las últimas décadas, la introducción y el establecimiento de organismos en nuevos ambientes ha ocasionado un aumento considerable de las invasiones biológicas. Esto se debe no sólo al incremento en el número de especies, sino también a la frecuencia de las introducciones, lo que ha propiciado que actualmente las especies invasoras sean consideradas la segunda causa de pérdida de biodiversidad en el mundo. En el presente capítulo se describe el proceso de invasión, que comienza con la entrada de una especie exótica o no nativa a un nuevo ambiente fuera de su distribución natural, logra su eventual establecimiento, es decir, su permanencia en el medio ambiente en donde encuentra las condiciones para mantener poblaciones autosustentables y finalmente pasa por una serie de filtros que pueden o no obstaculizar su dispersión. El éxito de las invasiones dependerá, entre otros aspectos, del estado de conservación del ecosistema, de las características inherentes a las especies y de la efectividad de las rutas de introducción asociadas. En relación con esto, existen diversas hipótesis para explicar las invasiones, entre las que destacan la resistencia biótica, la facilitación, la invasibilidad, la perturbación de los ecosistemas, la presión del propágulo y la ausencia de enemigos. Puede pasar un tiempo para que se hagan evidentes los impactos económicos, ecológicos y sanitarios; sin embargo, éstos son los aspectos fundamentales para considerar una especie como invasora. Se presentan ejemplos de distintos tipos de impactos documentados en especies acuáticas, que muestran su magnitud y la importancia de detectar las invasiones en etapas tempranas.

ABSTRACT

In the last decades, the introduction and establishment of organisms in new environments has generated a significant increase in biological invasions. This is due not only to the increase in the number of species, but also to the higher frequency of introductions, as a result invasive species are currently considered the second leading cause of biodiversity loss worldwide. This chapter describes the invasion process, which begins with the entry of a non-native or exotic species to a new environment outside its natural distribution, it then undergoes a series of filters that may or may not hinder its spread until its eventual establishment, i.e. they prevail in the environment where they find the conditions for maintaining self-sustaining populations. The success of invasions depends, among other things, on ecosystem health, the inherent species traits and the effectiveness of the associated entry pathways. There are several hypotheses that explain invasions such as biotic resistance, facilitation, invasibility, ecosystems disturbance, propagule pressure, absence of enemies, among others. There can be a time lag until the economic, ecological, and health impacts become evident; however, these are key points to consider a species invasive. We describe several examples of different types of documented impacts caused by aquatic species, showing the magnitude and importance of early detection during the initial stages of invasion.

INTRODUCCIÓN

Durante decenas de millones de años los organismos incapaces de dispersarse a grandes distancias han divergido evolutivamente en distintas especies, separadas por barreras geográficas (Korsu *et al.*, 2008). Sin embargo, la biota del planeta se ha ido homogeneizando rápidamente ya que estas barreras casi han desaparecido, a medida que el transporte se ha vuelto más rápido y accesible, lo que ha proporcionado oportunidades para que miles de especies sean transportadas a nuevos hábitats (Lodge, 1993; Dukes y Mooney, 2004). Es así como el número de introducciones de organismos a nuevos ambientes se ha ido incrementando a lo largo de la historia, pero es en particular durante las últimas décadas del siglo XX cuando se han alcanzado frecuencias sin precedentes.

Las especies invasoras se presentan en todos los grupos taxonómicos y se estima que se han introducido unas 480 000 en todo el mundo (Pimentel *et al.*, 2001), invadiendo virtualmente todos los ecosistemas del planeta (Kettunen *et al.*, 2008). Estas especies pueden afectar a las nativas mediante diferentes mecanismos, entre los cuales destacan la hibridación, la competencia por alimento y espacio, la depredación, la alteración del hábitat, el desplazamiento de especies nativas, la alteración de la estructura de los niveles tróficos, la transferencia de patógenos y la introducción de parásitos y enfermedades (Goldburg y Triplett, 1997; Krueger y May, 1991).

Se considera que las invasiones biológicas son uno de los factores de presión más importantes en la crisis global, causante de la reducción del número de especies en todo el mundo, sólo después de la pérdida de hábitat (Fausch *et al.*, 2001; Ruzycki *et al.*, 2003; Millenium Ecosystem Assessment, 2005), y han sido identificadas como una de las principales causas de extinción de las especies nativas en todo el planeta (McNeely, 2001). De ahí que este fenómeno de pérdida de biodiversidad también haya sido llamado "el tercer gran episodio de extinciones en la Tierra" (McDowall, 2006). La relación entre la presencia de especies exóticas y la extinción de especies nativas en los ecosistemas acuáticos ha sido señalada desde hace varios años (Miller *et al.*, 1989), pero no es sino hasta hace poco cuando se ha confirmado que los ecosistemas más afectados por la presencia de fauna exótica son las islas y aquellos de las aguas continentales (Fuller *et al.*, 1999; Harrison y Stiassny, 1999). Así, en el caso de las especies dulceacuícolas, la gravedad del problema puede quedar ilustrada al considerar que de fines del siglo XIX hasta ahora 123 especies han sido declaradas extintas en Norteamérica. Actualmente, cientos de especies de peces, moluscos, crustáceos y anfibios están consideradas como amenazadas y se calcula que la mitad de los mejillones de agua dulce, un tercio de los langostinos, un cuarto de los anfibios y un quinto de los peces habrán desaparecido para el año 2100 (Master *et al.*, 1998). De acuerdo con estas estimaciones, las tasas de extinción para las aguas continentales de Norteamérica (mismas que actualmente son cinco veces mayores que para la fauna terrestre) y considerando que las especies en peligro no sobrevivirán para el próximo siglo, serán de 4% por década, (Ricciardi y Rasmussen, 1999). Esto sugiere una disminución de especies en los ecosistemas dulceacuícolas de Norteamérica tan rápida como la que ocurre en los bosques tropicales; la introducción de especies exóticas ha estado asociada con la extinción de 54% de la fauna acuática nativa mundial (Harrison y Stiassny, 1999) y de 70% en el caso particular de los peces nativos de Norteamérica (Lassuy, 1995). Este aspecto es crucial si se considera que hoy día aproximadamente 39% de los peces de agua dulce del continente están amenazados (230 especies vulnerables, 190 amenazadas, 280 en peligro y 61 presumiblemente extintas o extirpadas del medio natural) (Jelks *et al.*, 2008). Por otra parte, las invasiones biológicas están tan extendidas en el medio marino que solamente 16% de las ecorregiones marinas del mundo no reportan especies invasoras (Molnar *et al.*, 2008).

Al contrario de lo que sucede con los contaminantes químicos, que suelen diluirse y dispersarse, y normalmente se degradan a formas menos tóxicas con el tiempo, las especies invasoras se reproducen incrementando sus poblaciones y se dispersan con consecuencias impredecibles y a menudo irreversibles (Westbrooks, 2004). El reemplazo de especies nativas por especies invasoras exóticas altera la composición de las comunidades (Rahel, 2000) y los procesos de los ecosistemas (Flecker y Townsend, 1994), a menudo con consecuencias negativas que degradan la salud humana y la economía (OTA, 1993; Vitousek *et al.*, 1996). Empero, vale la pena señalar que no todas las especies son nocivas o se vuelven invasoras (Williamson, 1996); por ejemplo, se ha estimado que en Estados Unidos aproximadamente 8% de las especies exóticas terrestres, más 31% de los insectos exóticos y 28% de los peces exóticos han tenido algún efecto benéfico para los humanos y la industria (OTA, 1993).

En algunas ocasiones los ambientalistas han catalogado las especies exóticas como "anormalidades ecológicas"; sin embargo, una visión de largo plazo sugiere que a todas las escalas espaciales ocurren constantemente cambios en el área de distribución original de las especies y éstos constituyen una importante fuerza estructural de las comunidades naturales. Por otra parte, en escalas temporales de décadas a cientos de años, el área de distribución de muchas especies también llega a fluctuar como resultado de las alteraciones en el clima y de las interacciones biológicas. Los cambios en la distribución son comunes en la naturaleza y no deben ser vistos como eventos anormales. No obstante, la aceleración de las introducciones biológicas puede completar en algunas décadas lo que los movimientos de placas tectónicas nunca han logrado, es decir, son cambios más allá de la expansión del área de distribución de la especie, ya que traspasan grandes barreras que difícilmente serían superadas de forma natural. Desde esta perspectiva, las invasiones biológicas constituyen una amenaza para las comunidades ecológicas y la biodiversidad global (Lodge, 1993), ya que la introducción de cada nueva especie exótica que se llega a establecer produce invariablemente cambios en el ecosistema receptor (Courtenay, 1995), aun si éstos no son aparentes de inmediato.

Definiciones

Las definiciones en torno a especies invasoras han sido inconsistentes en la literatura científica, lo que ha generado confusión (Williams y Meffe, 2005). A este respecto, existe una gran variedad de términos, algunos de los cuales son sinónimos, que han sido utilizados para describir especies u organismos "nuevos" en un área. Estos incluyen algunos como no indígena, no nativo, alienígena, exótico, introducido, traslocado, trasfaunado, trasplantado e invasor. Estos términos tienen en común el hecho de que las especies o poblaciones han sido movidas fuera de su área de distribución natural por causa de actividades humanas, ya sea de manera intencional o accidental (Hopkins, 2001). Las especies consideradas nocivas en un área pero benéficas en otra (EPA, 2008) complican aún más la definición de especie invasora.

A continuación se presentan varias definiciones relacionadas con las invasiones biológicas, la mayoría de las cuales están incluidas en las guías para la prevención de pérdida de biodiversidad debido a invasiones biológicas (IUCN, 2000), a menos de que se indique otra fuente:

- Especies criptogénicas. Aquéllas cuya procedencia (nativas o introducidas) no es demostrable (Carlton, 1996a).
- Especies establecidas. Las que ocurren como poblaciones reproductivas, autosustentables en un ecosistema abierto, *i.e.*, en aguas a partir de las cuales los organismos son capaces de migrar a otras áreas.
- Especies exóticas. También llamadas alóctonas, no nativas, no indígenas o alienígenas. Se refiere a especies, subespecies o taxones menores que se presentan fuera de su área natural de distribución y su área de dispersión potencial (*i.e.,* fuera del área que ocupan naturalmente o que no pudieran ocupar sin la intervención directa o indirecta de los humanos). Incluyen cualquier parte del organismo, gametos o propágulos de la especie que pudieran sobrevivir y reproducirse subsecuentemente.
- Especies nativas. También llamadas autóctonas o indígenas. Se refiere a especies, subespecies o taxones menores que se presentan dentro de su área natural de distribución y su área de dispersión potencial (*i.e.*, dentro del área que ocupan naturalmente o que pudieran ocupar sin la intervención directa o indirecta de los humanos).
- Especie exótica invasora. Especie exótica que se ha establecido en ecosistemas naturales o seminaturales o hábitats; es un agente de cambio y amenaza a la biodiversidad nativa.
- Especie exótica invasora. Especie cuya introducción o dispersión fuera de su área de distribución natural, pasada o presente, amenaza la diversidad biológica nativa (CDB, 2011).
- Especie exótica invasora. Especie o población que no es nativa, que se encuentra fuera de su ámbito de distribución natural, que es capaz de sobrevivir, reproducirse y establecerse en hábitats y ecosistemas naturales y que amenaza la diversidad biológica nativa, la economía o la salud pública (*Gaceta Parlamentaria*, 2010).
- Introducción. El movimiento, por causas humanas, de una especie, subespecie o taxón menor (incluyendo cualquiera de sus partes, gametos o propágulo, que pueda sobrevivir y subsecuentemente reproducirse) fuera de su área de distribución natural.
- Introducción no intencional. Introducción realizada como resultado de una especie que utiliza las

actividades humanas como vectores de dispersión fuera de su área natural.

- **Introducción secundaria.** Aquella que tiene lugar como resultado de una introducción intencional o no en una nueva área, en donde la especie se dispersa del punto de entrada hacia áreas que no hubiera podido alcanzar sin la introducción inicial (primaria) (OSPAR, 1997).
- **Región donadora.** Centro de dispersión dentro del cual una especie interactúa con algún mecanismo de transporte (Carlton, 1996b).
- **Región receptora.** Punto final de la dispersión, en el cual una especie es liberada (punto inicial de inoculación) (Carlton, 1996b).
- **Reintroducción.** Intento de establecer una especie en un área que alguna vez fue parte de su hábitat histórico, pero de la cual fue extirpada o extinta.

EL PROCESO DE INVASIÓN

El fenómeno de las invasiones biológicas está caracterizado por un proceso mediante el cual las especies exóticas se convierten en especies invasoras. Así, se considera que una invasión biológica es un proceso dinámico no lineal, que una vez iniciado se va a perpetuar por sí mismo. A pesar de que se considera como un proceso continuo, se pueden distinguir cuatro fases principales dentro del proceso de invasión (Richardson *et al.*, 2000; Kühn, *et al.*, 2004). Para que una especie exótica llegue a causar impactos económicos, ecológicos o sanitarios, en primer lugar tiene que ser transportada fuera de su área de distribución natural y liberada en una nueva localidad; posteriormente necesita establecer poblaciones autosustentables en esta nueva localidad y finalmente expandir su área de distribución más allá del punto inicial de establecimiento (Lockwood *et al.*, 2005). El que una especie pueda llegar a cada una de las siguientes etapas va a depender de una serie de factores (Fig. 1). Las estimaciones consideran como regla que 10% de las especies llegan a progresar de una fase a la siguiente (Williamson, 1996). Esto implicaría que de 1 000 especies exóticas inicialmente introducidas, aproximadamente 100 podrían establecerse por sí mismas en un nuevo ambiente; y de esas 100 especies, 10 podrían establecer poblaciones permanentes en el nuevo hábitat, volviéndose naturalizadas, y solamente una se desarrollaría como invasora. No obstante, como todas las generalizaciones, hay que interpretar esto con cautela, ya que la regla se basa en datos estadísticos y puede estar sesgada por errores de muestreo y únicamente adaptarse a cierto tipo de invasiones. Así, aunque no es sorprendente, se considera que la mayor parte de las invasiones fallan (Moyle y Light, 1996; Williamson y Fitter, 1996). Hay muchas razones para que fracasen las invasiones: la estocasticidad demográfica (fluctuaciones naturales de pequeñas poblaciones), la estocasticidad ambiental (impactos de ambientes extremos), la disponibilidad de sitios marginales o poco adaptables para la colonización (aun dentro de una matriz de sitios deseables) y fallas en la dispersión inicial (Sax y Brown, 2000). El éxito de las especies invasoras con características biológicas favorables frente a obstáculos está normalmente relacionado con la frecuencia de introducción (por actividades humanas), la presencia de nuevos e inusualmente favorables ambientes (creados a menudo por la perturbación antropogénica), la ausencia de enemigos naturales (depredadores, competidores, enfermedades, parásitos) y la mayor adaptación en términos de fisiología y comportamiento de especies que evolucionaron como miembros de diversas poblaciones continentales (Elton, 1958; Sax y Brown, 2000).

INTRODUCCIÓN DE NUEVAS ESPECIES

La introducción es la fase de un proceso en el cual una especie cruza una barrera geográfica y ambiental (Richardson *et al.*, 2000). La introducción de una especie exótica en un nuevo hábitat fuera de su área de distribución natural puede ser el resultado de la expansión natural de su área de distribución o de la dispersión de la especie por los humanos. Así, una introducción ocurre cuando una especie es intencional o accidentalmente liberada en una región receptora. Se puede presentar una introducción secundaria cuando una especie es introducida a partir de un área donde ya era una especie exótica (Sahlin, 2003). Las especies son introducidas en nuevos hábitats por los humanos por tres razones principales: *a*] introducciones accidentales (a menudo invertebrados y patógenos); *b*] especies importadas para un propósito específico y que luego escapan, y *c*] introducciones deliberadas (normalmente plantas y vertebrados) (Levin, 1989; McNeely, 2001). Las invasiones biológicas dependen de las oportunidades que tiene una especie para asociarse con las vías de introducción (fenómeno llamado ab-

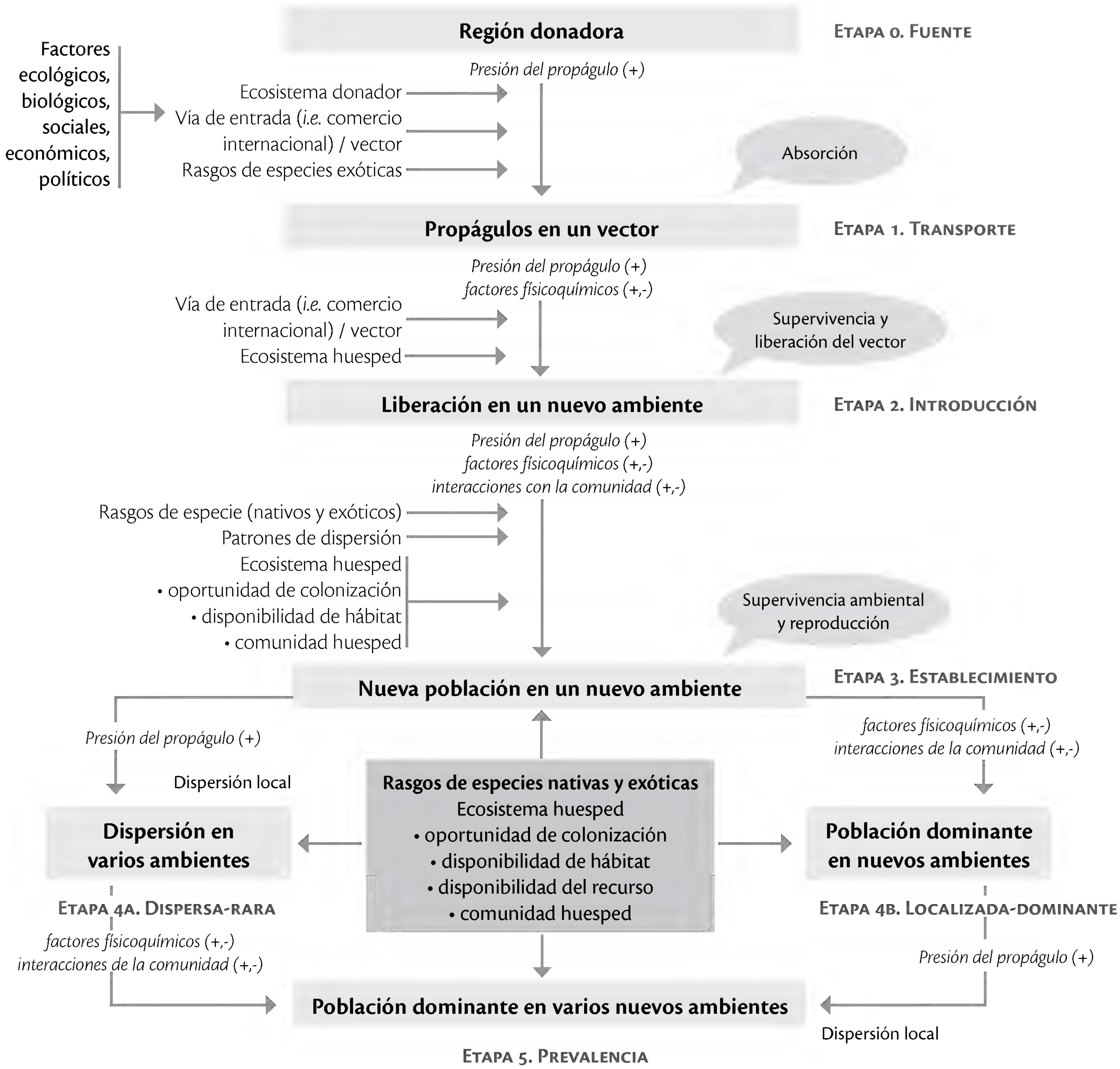


Figura 1. Etapas comunes en las invasiones biológicas. Los invasores potenciales comienzan como propágulos en una región donadora (etapa 0) y pasan por una serie de filtros que pueden obstaculizar su transición a las etapas subsecuentes. Las etapas 3 a 5 están divididas de acuerdo con la abundancia y distribución de la especie. En este contexto, una especie exótica puede estar localizada y ser numéricamente rara (etapa 3); dispersa, pero rara (etapa 4a); localizada, pero dominante (etapa 4b), o dispersa y dominante (etapa 5). Tres clases de factores determinan la probabilidad de que una especie invasora potencial pueda pasar cada filtro: *a*] la presión del propágulo, *b*] los requerimientos fisicoquímicos de la especie invasora potencial y *c*] las interacciones con la comunidad receptora. Estos factores pueden afectar de manera positiva (+) o negativa (-) el número de propágulos que pasan exitosamente cada filtro (adaptado de Colautti *et al*., 2006).

sorción, Fig. 1, conocido en inglés como *pathways*) y, por otra parte, de la presencia y abundancia de hábitats en donde las especies introducidas se puedan establecer (Washitani, 2004). Mientras que las introducciones accidentales o naturales de especies exóticas son eventos raros altamente impredecibles, las transferencias de especies mediadas por humanos son frecuentes y se presentan a una tasa que aumenta mucho más rápido que la dispersión natural (Carlton y Geller, 1993). La introducción de una especie exótica está condicionada por cómo y cuándo alcance la región receptora y el hecho de que sobreviva inicialmente. También el genotipo de las especies introducidas tiene una gran influencia en el éxito de las introducciones y reintroducciones, y destaca el hecho de que las poblaciones que se originan de organismos criados en cautiverio tengan menos éxito que aquellas derivadas de organismos silvestres (Frankham, 2005). Por otra parte, las probabilidades de invasión están fuertemente asociadas a los medios y vectores por medio de los cuales se introducen las especies; así, las liberaciones accidentales por vías como el agua de lastre representan una especie de ruleta de invasiones con muy altas posibilidades potenciales de introducción, ya que las especies involucradas a menudo no son reconocidas sino hasta que están establecidas (Carlton, 1996b). No todas las especies que son introducidas sobreviven, ya que algunas no se adaptan al medio ambiente, mientras que otras pueden ser reemplazadas por las poblaciones nativas (Sahlin, 2003). No obstante, cuando tienen pocos depredadores, patógenos y enfermedades, serán capaces de prevalecer ante las especies nativas, principalmente por carecer de lazos coevolutivos con la comunidad receptora, pudiendo fácilmente expandirse más allá de su nicho que han logrado ocupar (Callaway, 2004; Campbell *et al.*, 2009).

Establecimiento

El establecimiento es la fase en la cual las especies exóticas sobreviven, se reproducen y pueden mantener poblaciones en la región receptora. Las dos principales razones por las que las especies exóticas no logran establecerse son un clima inapropiado y la depredación de las mismas, pero los efectos de la competencia, las enfermedades y otros factores están probablemente subestimados porque son más difíciles de medir (Lodge, 1993). Existen diferentes categorías de especies en esta fase. Una especie establecida que explota demográficamente, que puede tener una gran población con un descenso subsecuente en el número de individuos es referida como una especie de expansión y recesión (Williamson, 1996). Otra clase de especie exótica es aquella que logra sobrevivir y reproducirse pero únicamente para existir temporalmente en la región (Richardson *et al.*, 2000). Mientras que una especie casual es aquella que no forma poblaciones viables y va a depender de introducciones repetidas para su existencia (Sahlin, 2003).

En ocasiones, el establecimiento puede no ocurrir aun si la especie puede tolerar el ambiente de la región receptora, porque las condiciones óptimas para su reproducción no se presentan (Levitan y Petersen, 1995). Para el establecimiento temporal, las características de la especie invasora simplemente tienen que ser compatibles con las del sitio de invasión, de manera que pueda sobrevivir lo suficiente hasta que sea capaz de reproducirse. Por otra parte, las nuevas poblaciones pueden extinguirse por eventos ambientales locales, por ejemplo, inundaciones súbitas o situaciones demográficas aleatorias. De esta manera, para un establecimiento permanente, el éxito de una colonia debe estar seguido necesariamente por la dispersión a partir del sitio de invasión (Moyle y Marchetti, 2006). No todas las especies invasoras son exitosas, ya que puede existir una baja correlación entre los rasgos requeridos para la colonización inicial y los que se requieren para el establecimiento.

Adicionalmente, las características esenciales para el establecimiento pueden ser no consistentes para los distintos taxones (Sakai *et al.*, 2001).

Cuello de botella en las invasiones

Un aspecto crucial en el contexto de las invasiones biológicas es el hecho de que sobrevivan pequeñas poblaciones de especies invasoras, se establezcan y tengan éxito a pesar del cuello de botella que constituye la baja diversidad genética y en consecuencia el bajo potencial evolutivo de los organismos, como resultado de haberse reproducido entre ellos mismos. Las soluciones potenciales incluyen especies que son asexuales (muchas plantas acuáticas y algas) u otras con posibilidad de autofertilización que pueden evitar la carga genética (Sakai *et al.*, 2001). También superan este cuello de botella aquellas especies con muy altas tasas reproductivas y altas tasas de migración, en conjunto con introducciones repetidas (Frankham, 2005).

Autofertilización
La autofertilización es particularmente común en plantas, pero algunos invertebrados como el caracol tropical *Melanoides tuberculata* (Contreras-Arquieta y Contreras-Balderas, 1999; Mendoza, 2003), el langostino marmoleado "Marmorkrebs" (*Procambarus* sp.) (Faulkes, 2010) y algunos vertebrados hermafroditas funcionales, por ejemplo peces ciprinodóntidos como *Rivulus marmoratus* (Harrington, 1961), también pueden ser capaces de fundar una población a partir de la introducción de un solo individuo. Algunos ecólogos han sugerido que los vertebrados cuyas hembras fertilizadas solitarias son capaces de colonizar deben ser más exitosos, ya que se incrementa el número de oportunidades para el establecimiento en comparación con aquellas especies que requieren un gran grupo fundador (Ehrich, 1989).

Desfase cronológico
Un problema que a menudo evita las predicciones confiables de las invasiones es el desfase cronológico entre la introducción inicial y los efectos detectables (Ricciardi, 2003). Justo después de la introducción suele presentarse un periodo inicial que corresponde a un crecimiento poblacional lento y a la dispersión de las poblaciones que puede tardar años o décadas. Esto puede deberse a diversos factores, entre los cuales se encuentran efectos densodependientes de enemigos naturales (depredadores, competidores, patógenos y parásitos), extinciones estocásticas de los propágulos y adaptaciones genéticas en el nuevo ambiente (Sakai *et al.*, 2001). Este lapso es a menudo interpretado como un fenómeno ecológico (la fase *lag* en una curva de crecimiento poblacional exponencial) (Fig. 2). Estos desfases cronológicos también son de esperarse si los cambios evolutivos constituyen una parte importante en el proceso de colonización; este proceso puede incluir la evolución de adaptaciones al nuevo hábitat, la evolución de ciertas características invasivas en el ciclo de vida de la especie o la purga de una carga genética responsable de una depresión genética. Es muy probable que en muchos casos existan limitaciones genéticas en la probabilidad de éxito de una invasión y los desfases cronológicos de las invasiones exitosas pudieran ser el resultado del tiempo requerido para la evolución adaptativa necesaria para solventar estas limitaciones genéticas (Ellstrand y Elam, 1993; Mack *et al.*, 2000).

Así, las especies invasoras pueden estar inactivas y ser inocuas por décadas y posteriormente expandirse, cuando se presentan cambios en las condiciones de la región receptora. Por ejemplo, el molusco hermafrodita *Crepidula fornicata* fue introducido junto con un cargamento de ostiones en el Mar del Norte en 1887 y sus poblaciones presentan abundancias moderadas hasta la actualidad, cuando empieza a proliferar, debido a que los inviernos han sido más suaves (Thieltges *et al.*, 2004).

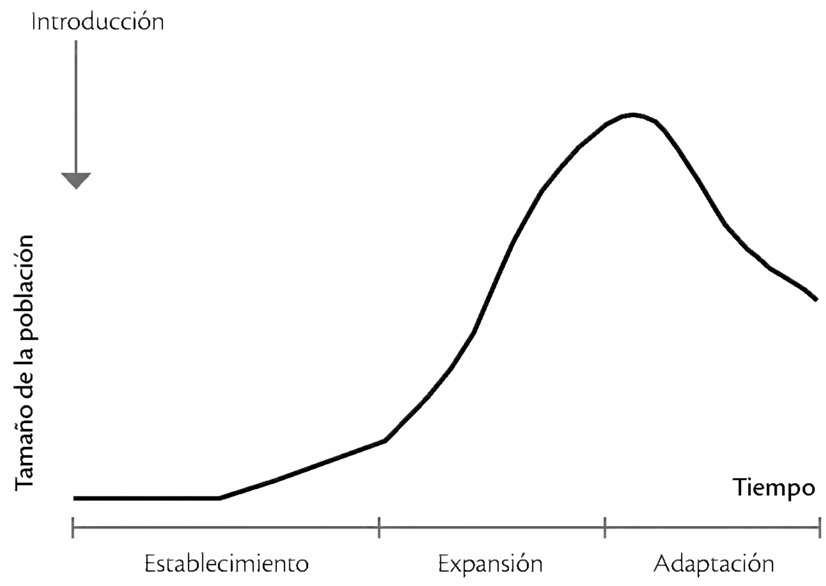


Figura 2. Fases de la invasión
(Fuente: modificada de Reise *et al.*, 2006).

DISPERSIÓN

Una vez que una especie se ha establecido exitosamente en un área, su dispersión rápida se vuelve indispensable para que pueda persistir durante largo tiempo. La dispersión es el proceso de expansión del rango de distribución de la especie exótica a partir del lugar de introducción y es la última etapa del proceso de invasión. Las especies invasoras pueden tener dispersiones de larga distancia (dispersión saltatoria), ya sea natural o mediada por los humanos, y también dispersiones de distancia corta (dispersión difusional) con expansiones laterales a partir de donde está establecida la población (Davis y Thompson, 2000). Los factores que influencian el número de propágulos, el modo de dispersión y las tasas vitales (nacimientos y muertes) son factores críticos que regulan las dispersión de las especies invasoras. Al establecerse en un nuevo ambiente éstas no están bajo los controles que mantienen sus poblaciones dentro de su rango de abundancias naturales, así que sin depredadores parásitos o patógenos tienden a incrementarse rápidamente hasta el punto en que pueden dominar el nuevo ambiente (IUCN, 2010).

En el medio acuático la dispersión es particular, ya que el ciclo de vida de los organismos, su movilidad y

las características de los océanos crean la posibilidad de dispersiones de muy largas distancias (Roberts, 1997; Shanks *et al.*, 2003). Sin embargo, al mismo tiempo el comportamiento de las larvas, las estrategias de su ciclo de vida y las características oceanográficas persistentes pueden limitar la dispersión, fomentando de esta manera la retención de los propágulos (Armsworth *et al.*, 2001). A pesar de la dificultad para cuantificar directamente la dispersión de los propágulos marinos, algunas revisiones aportan pruebas de ambos extremos y de muchos escenarios intermedios (Mora y Sale, 2002; Kinlan y Gaines, 2003; Shanks *et al.*, 2003). Por otra parte, las evidencias de los modelos hidrodinámicos y los datos de estructuras genéticas indican que la escala promedio de dispersión puede variar ampliamente aun dentro de la misma especie en diferentes localidades en espacio y tiempo (Sotka *et al.*, 2004). De acuerdo con Marchetti *et al.* (2004), un gran porcentaje de los peces invasores en California que han tenido mayor éxito en su establecimiento tienen cuidado parental, lo que sugiere que la existencia del compromiso de una dispersión limitada en las primeras etapas de vida, con una posterior dispersión rápida en etapas posteriores, puede resultar ventajosa. Estos autores también establecen que aquellos invertebrados o peces con ciclos de vida más largos, que son depredadores y con cercanía al lugar de origen tienen mayor ventaja en las dispersiones amplias. Sin embargo, la mayor parte de los estudios concuerda en que la característica más común de la amplia dispersión de los vertebrados exóticos es el hecho de que estén asociados con los humanos. Por ejemplo, la carpa común se dispersó ampliamente en el siglo XIX debido a que era deseable como alimento y también para la pesca deportiva (Moyle y Marchetti, 2006).

Una vez que se dispersan las especies invasoras, la fase de dispersión es seguida de una fase de estabilidad o de descenso, a la que se ha llamado fase de ajuste (Fig. 2). Hay muchos ejemplos de fenómenos de altibajos en las invasiones biológicas pero las causas reales de los descensos no han sido investigadas a fondo. Se presume que el descenso poblacional se presenta ya sea porque los recursos que permitieron una rápida expansión poblacional empiezan a disminuir o porque cada vez los depredadores y patógenos se focalizan más en la población que están invadiendo (Reise *et al.*, 2006). También las respuestas evolutivas hacia los invasores se pueden presentar repentinamente en la comunidad receptora (Cox, 2004).

ÉXITO DE LAS INVASIONES

Las evidencias científicas muestran que no hay una razón única para explicar el éxito de las invasiones, sino que éste dependerá tanto del estado del ecosistema como de las características inherentes a las especies. Sobre este aspecto cabe mencionar que no todas las especies resultan igualmente invasoras y no todas las comunidades ecológicas son igualmente susceptibles de ser invadidas (di Castri, 1989).

En resumen, para la fase de introducción las características del transporte mediado por humanos son claves y, junto con la posibilidad de que los propágulos puedan ser transferidos a nuevas regiones, determinan la llamada presión del propágulo. Para la fase de establecimiento, en la cual las especies invasoras se vuelven aparentes por vez primera, y la de naturalización, aquellos factores que permiten a las especies sobrevivir e incrementarse tienen un papel central y estos factores son principalmente ecológicos. Para progresar a la última fase del proceso de invasión, la capacidad de dispersión y el aumento significativo en la abundancia local son determinantes (Born, 2008).

Características intrínsecas de las especies invasoras

Son relativamente pocos los organismos que pueden sobrevivir en un nuevo ambiente acuático, ya que la temperatura, el alimento o la salinidad suelen resultar limitantes. Sin embargo, aquellos que lo hacen y logran establecer poblaciones sustentables tienen el potencial de causar daños económicos y ecológicos sustanciales (Carlton y Geller, 1993). En general, las especies altamente invasoras poseen una o más características en común, más allá de la similitud climática, la disponibilidad de recursos y la ausencia de enemigos (depredadores, parásitos y patógenos), que contribuyen a su éxito.

A este respecto Williams y Meffe (2005) han generalizado algunas de las características de las especies invasoras:

- Alta tasa de reproducción; especies pioneras; corto tiempo generacional.
- Gran longevidad.
- Amplia tasa de dispersión.
- Reproducción monoparental (*e.g.*, especies partenogenéticas o aquéllas en las que una hembra grávida solitaria puede colonizar).

- Alta variabilidad genética.
- Plasticidad fenotípica.
- Amplia área de distribución original.
- Resistente a un amplio rango de condiciones climáticas.
- Generalista para ocupar hábitats.
- Polífagos (régimen alimentario amplio).
- Gregarias.
- Comensales de los humanos.

Castro-Díez *et al.* (2004) explican las ventajas de que las especies invasoras expresen estas características. Dichos autores mencionan que las tasas de crecimiento y reproducción elevadas conducen a una monopolización eficaz de recursos, con el consiguiente desplazamiento de las especies nativas por exclusión competitiva. Igualmente, destacan el éxito de los organismos con capacidad de reproducción partenogenética. Por otra parte señalan que la flexibilidad y la plasticidad fenotípica de algunas especies les permiten aclimatarse mejor a condiciones ambientales nuevas o cambiantes, ya sea por una elevada plasticidad fenotípica, cuando un determinado genotipo da lugar a fenotipos muy distintos en respuesta al ambiente, o por una alta flexibilidad funcional, es decir, cuando el fenotipo puede variar en respuesta a las oscilaciones ambientales. Finalmente, mencionan aquellas especies con facilidad para la hibridación, lo que les permite aumentar su variabilidad genética y constituir poblaciones estables en áreas nuevas a partir de unos pocos ejemplares introducidos.

Características de los ecosistemas

En general, los impactos de las especies invasoras en los ecosistemas y sus especies nativas, incluyendo los humanos, varían significativamente dependiendo del tipo de especies, la extensión de la invasión y del tipo y vulnerabilidad del ecosistema en cuestión (Kettunen *et al.*, 2008). Las comunidades ecológicas también tienen características que promueven las invasiones. Williams y Meffe (2005) señalan las siguientes características de las comunidades más susceptibles a ser invadidas:

- Clima similar al del hábitat original de la especie invasora.
- Etapas tempranas de sucesión ecológica (recién perturbada).
- Baja diversidad de especies nativas.
- Ausencia de depredadores para la especie invasora.
- Ausencia de especies nativas morfológica o ecológicamente similares a la especie invasora.
- Red trófica laxa.
- Sujeta a diferentes perturbaciones (daños antropogénicos).

En relación con esto se ha argumentado que las comunidades con relativamente pocas especies, como las islas, resultan sumamente sensibles, siendo en estos casos las invasiones biológicas particularmente devastadoras (Mauchamp, 1997). En el mismo sentido, muchos lagos y oasis pueden ser considerados como islas, ya que se encuentran aislados de otros sistemas acuáticos al estar rodeados por tierra (Magnuson, 1976).

Resistencia biótica

Una hipótesis muy citada en la ecología de las invasiones es que las comunidades con gran riqueza de especies son más resistentes a las invasiones que aquéllas con pocas especies (Elton, 1958), debido a que los nichos estarían ocupados y habría menos recursos disponibles para las posibles especies invasoras; además, sería más probable que existieran competidores o depredadores que puedan excluir o disminuir las oportunidades de una invasión, y que puedan excluir a las especies invasoras potenciales (Elton, 1958). Este concepto es la base del modelo de "resistencia biótica", que asume que invasiones repetidas causarán que una comunidad acumule competidores más fuertes, depredadores más eficientes y presas que se defienden mejor impidiendo nuevas introducciones (Tilman, 1999; Kennedy *et al.*, 2002). En este sentido también se ha propuesto que las comunidades se pueden volver más resistentes a invasiones o impactos adicionales, ya que las especies invasoras exitosas han sido añadidas al reservorio (*pool*) de especies de la comunidad, lo que contribuiría a no dejar nichos vacíos, además de constituirse en enemigos potenciales de futuras especies invasoras (Parker *et al.*, 1999).

Facilitación

La facilitación se define como la interacción de dos especies que resulta en el incremento en la densidad o biomasa de al menos una de ellas (Rodríguez, 2006). Este fenómeno es tan significativo biológicamente como otros factores (depredación, competencia, estrés físico) en el establecimiento y mantenimiento de la dinámica de las comunidades. En relación con esto y contraria-

mente a la idea de que las áreas se vuelven menos vulnerables a las invasiones en la medida en que mantienen una elevada diversidad de especies, en los ambientes acuáticos, cuando las especies invasoras se integran a las comunidades receptoras, se incrementa el número de interacciones y dentro de éstas se presentan nuevas interacciones e impactos sinérgicos que pueden resultar en invasiones múltiples de diferentes especies. A este fenómeno se le ha denominado "fusión de invasiones" (*invasional meltdown*) (Simberloff y Von Holle, 1999; Ricciardi, 2001).

Este modelo ha surgido de manera alternativa al modelo de resistencia biótica, expuesto antes, y específicamente propone que las invasiones frecuentes pueden generar una amenaza creciente a la integridad de la comunidad de dos maneras:

1] A medida que se incrementa el número de intentos de introducción, cada uno de ellos afectará la abundancia de las poblaciones de especies nativas (incluyendo los que fracasan), y consecuentemente la comunidad se volverá más susceptible a ser invadida.
2] Una vez establecidas, algunas especies invasoras alterarán las condiciones del hábitat, favoreciendo a otras especies invasoras, creando así una retroalimentación positiva que acelerará la acumulación de especies exóticas y sus impactos sinérgicos. Este modelo también supone que las interacciones positivas de especies invasoras tenderán a incrementar las probabilidades de supervivencia y favorecer su incremento poblacional. En estas instancias podría o no haber sinergia, ya que el impacto conjunto de un grupo de especies invasoras sería mayor que la suma de los impactos de las especies individuales (Simberloff y Von Holle, 1999).

Este modelo se ha confirmado mediante sólidas pruebas empíricas que demuestran que el mutualismo entre especies invasoras reconfigura interacciones clave en la comunidad receptora, facilitando de esta manera la introducción de especies invasoras secundarias e incrementando la presión del propágulo, aumentando así su distribución en todo el ecosistema (Green *et al.*, 2011).

En términos de facilitación se ha establecido la existencia de facilitación directa, por ejemplo, cuando una especie invasora contribuye generando nutrientes o refugio para otra, y facilitación indirecta, cuando una especie invasora reduce las poblaciones de competidores de otra especie invasora que está por llegar (Ricciardi, 2001).

Hierro *et al.* (2004) van más allá de las simples características de las especies y de los ecosistemas, proponiendo siete mecanismos potenciales para explicar el éxito de las invasiones:

1] *Ausencia de enemigos naturales*: los que normalmente controlarían su crecimiento poblacional.
2] *Evolución de la invasividad*: las especies exóticas experimentan cambios genéticos rápidos, ligados a las presiones de selección en el nuevo ambiente.
3] *Nichos vacíos en el nuevo ambiente*: las especies exóticas consumen recursos no utilizados por las especies nativas.
4] *Desarrollo de nuevos atributos o "armas"*: las especies exóticas desarrollan nuevas formas de interacción bioquímica.
5] *Alteración del ambiente*: las especies exóticas se adaptan a diferentes tipos de alteraciones del medio ambiente y a su intensidad, contrariamente a lo que sucede con las especies nativas.
6] *Riqueza de especies*: las comunidades con menor riqueza de especies son menos resistentes a las invasiones.
7] *Presión del propágulo*: las variaciones en los niveles de invasión entre las comunidades receptoras se deben a diferencias en el número de organismos exóticos que llegan a las comunidades.

Invasibilidad

A la característica que identifica aquellos hábitats susceptibles de ser invadidos se le ha denominado invasibilidad. A este respecto Carlton (1996b) revisa los siguientes seis escenarios que determinan las invasiones en los ecosistemas acuáticos.

1] *Cambios en la región donadora*. Los cambios en la región donadora alteran la abundancia de las especies y favorecen un mayor número de individuos para el transporte. Estos cambios también pueden implicar la expansión del área de distribución de las especies nativas hacia áreas previamente inhabitables, haciéndolas más disponibles para el transporte. Las nuevas introducciones de especies exóticas en la región donadora implican que estas especies también estarían disponibles para ser transportadas.

2] *Nuevas regiones donadoras*. Se refiere a la oportunidad de que una especie invasora reciente pueda invadir desde su nueva región donadora, aprovechando nuevos vectores que antes no estaban disponibles, o al aprovechar vectores que no eran utilizados. Esto no sólo implica nuevas especies disponibles para el transporte, sino nuevos genomas con diferentes capacidades adaptativas, distintos de los de las poblaciones previamente transportadas de la misma especie provenientes de otras regiones donadoras.
3] *Cambios en la región receptora*. Cualquier cambio en la región receptora que conduzca a estados ecológicos, biológicos, químicos o físicos alterados cambia la susceptibilidad de la región receptora a las invasiones de nuevas especies.
4] *Ventana de invasión*. Una invasión es el resultado de una combinación apropiada de condiciones de colonización, seguida de una combinación apropiada de condiciones que permitan el establecimiento a largo plazo de poblaciones reproductivas. Estas combinaciones pueden o no depender de los cambios en la región receptora, y los eventos derivados pueden ser resumidos como una "ventana de invasión", que establece los límites para que una invasión pueda ocurrir.
5] *Presión del propágulo*. La llegada de un importante número de propágulos a una región receptora puede culminar en una invasión exitosa debido a su magnitud (gran número de eventos de inoculación estocásticos), producto del éxito reproductivo potencial.
6] *Cambios en los vectores de dispersión*. Los cambios en los vectores de dispersión pueden abrir oportunidades para la dispersión de nuevas especies o resultar en la dispersión de un mayor número de individuos. El tamaño del vector, su velocidad y sus características (calidad) pueden conducir a un incremento en la abundancia y diversidad de especies inoculantes y asimismo a un incremento en el número de individuos adaptados después del transporte. Esto también implica nuevos vectores de la misma región donadora.

En contraste, Colautti *et al.* (2006) encontraron que sólo dos características están asociadas con aquellos hábitats en los que las especies se han establecido: la perturbación y la disponibilidad de recursos, mientras que, de acuerdo con estos autores, la riqueza de especies generalmente no está asociada con la invasibilidad. También establecen que la actividad antropogénica, representada tanto por las perturbaciones humanas como por la presión del propágulo, está frecuentemente asociada al éxito de las invasiones y a la susceptibilidad de los hábitats para ser invadidos. Esto ha sido confirmado por otros autores como Lonsdale (1999), quien encontró que la invasibilidad de las reservas naturales estaba frecuentemente relacionada con el número de visitantes.

Perturbación

La degradación ambiental, incluyendo la alteración del hábitat, es a menudo un factor importante en las interacciones de las especies nativas con las exóticas (Meador *et al.*, 2003). Cuando estas perturbaciones se presentan fuera de la magnitud, duración o frecuencia de las perturbaciones que afectan de manera natural a las comunidades, pueden crear un desfase entre los rasgos de la especie nativa y las condiciones ambientales a las cuales se han adaptado durante mucho tiempo (Byers y Noonburg, 2003). Los hábitats perturbados pueden ser más susceptibles a ser invadidos que los no perturbados por tres razones principales: *a*] se pueden crear nuevos nichos, que estarán disponibles; *b*] las actividades antropogénicas asociadas con el manejo del agua pueden proteger a las nuevas poblaciones introducidas de riesgos ambientales, como las sequías, inundaciones, parásitos, depredadores y competidores; esta protección permitiría el crecimiento de las poblaciones a un tamaño en el que no podrían ser amenazadas por algún evento ambiental; *c*] los hábitats perturbados son capaces de soportar altos niveles de diversidad de especies, porque las variaciones ambientales evitan que una especie en particular domine al resto (Conell, 1978; Bomford, 2008). En este contexto, la velocidad, persistencia y ubicuidad de las alteraciones antropogénicas del hábitat pueden repentinamente poner en riesgo a las especies nativas que estaban bien adaptadas, dejándolas en desventaja competitiva con las especies introducidas. Así, una perturbación antropogénica puede llegar a alterar tan drásticamente el ambiente que las especies nativas se encontrarán en un ambiente tan nuevo como el que encontrarán las especies introducidas. En consecuencia, las perturbaciones extremas pueden eliminar las ventajas que habían ganado las especies locales durante el tiempo evolutivo (Byers, 2002). Por su parte, Williamson (1996) establece que las pertur-

baciones propician que las especies sean más susceptibles tanto de ser transportadas a partir de un área perturbada como de llegar a ésta, debido a la actividad humana, lo cual concuerda con los escenarios de invasibilidad propuestos por Carlton (1996a, b). Dentro de las diferentes perturbaciones ocasionadas por el hombre, la urbanización y la expansión agrícola son algunos de los principales cambios globales que han afectado la distribución y la abundancia de las especies nativas e introducidas (Kolar y Lodge, 2000). Los cambios en el uso del suelo y el agua pueden afectar ríos y arroyos de diferentes maneras, incluyendo un importante aumento en el sedimento suspendido, cambios en los ciclos de nutrientes, alteraciones en el volumen y la temperatura del agua (por la evapotranspiración de la vegetación riparia y por la alteración de los regímenes de corrientes y flujos). Como resultado de estas perturbaciones, la cantidad y calidad de los hábitats importantes para los organismos nativos se verán alterados y las especies nativas serán más vulnerables a la competencia y depredación por las especies introducidas, que pueden ser más tolerantes a los sistemas degradados (Meador *et al.*, 2003). De hecho, la abundancia de peces introducidos en sistemas perturbados ha sido utilizada como un indicador ecológico de los sistemas degradados (Karr *et al.*, 1985; Huges y Gammon, 1987), ya que representa una desviación del estado original de las comunidades de peces, además de ser considerada en sí como una perturbación del ecosistema (Bramblett y Fausch, 1991). En todo el planeta, las perturbaciones humanas incluyen incrementos dramáticos de contaminantes en el ambiente, que tienen un efecto negativo sobre la biodiversidad, pero también pueden tener efectos indirectos sobre las especies nativas, lo que puede favorecer a las especies invasoras. Particularmente, las especies invasoras son más resistentes a los contaminantes, ya que al ser más generalistas toleran una amplia gama de factores de presión ambientales (Marvier *et al.*, 2004).

Un ejemplo clásico de perturbación en el ambiente acuático es la extensiva construcción de presas durante el último siglo, lo que ha alterado radicalmente los ambientes acuáticos a una escala global. La construcción de presas en la mayor parte de los grandes ríos ha interrumpido la conectividad de los flujos de agua y ha incrementado la abundancia de los hábitats lénticos, facilitando la existencia y dispersión de las especies exóticas invasoras (Havel *et al.*, 2005). Moyle y Light (1996) señalan que las especies invasoras tienen más probabilidad de éxito debido a que estos sistemas artificiales tienden a ser muy similares en amplios rangos geográficos, de manera que las especies introducidas pueden estar ya preadaptadas a este tipo de hábitats. Son varios los ejemplos de especies que han invadido las presas y que se han dispersado en sistemas acuáticos interconectados, *e.g.*, cladóceros (Havel *et al.*, 1995) y loricáridos (Mendoza *et al.*, 2009), entre otros. También, de acuerdo con Havel *et al.* (2005), las presas son más fácilmente invadidas que los lagos naturales debido a sus propiedades fisicoquímicas, gran conectividad, carga de solutos, redes tróficas inestables y mayores niveles de perturbación al estar asociadas con diversas actividades humanas.

Otro ejemplo moderno de perturbaciones antropológicas en el medio marino son la sobrepesca y la eutrofización que han favorecido el incremento de la población de medusas particularmente en las áreas costeras (Richardson *et al.*, 2009). En efecto, actualmente las medusas están proliferando en las zonas muertas de los océanos del mundo que están demasiado contaminadas para la mayor parte de la vida marina (National Science Foundation, 2010).

Presión del propágulo

La presión del propágulo es una medida compuesta que se refiere al número de individuos que se han liberado en una región en la cual no son nativos (Carlton, 1996b). Incorpora estimaciones del número absoluto de individuos involucrados en cualquier evento de liberación (tamaño del propágulo) y el número de eventos discretos de liberación (número de propágulos). A medida que el número de liberaciones y el número de individuos liberados aumenta, la presión del propágulo también se incrementa. La presión del propágulo acrecienta las posibilidades de establecimiento de las poblaciones exóticas, así como las de expandir su área de distribución; la liberación repetida de un gran número de individuos permite que las incipientes poblaciones exóticas superen los inevitables descensos en sobrevivencia y reproducción provocados por el ambiente o por accidentes demográficos, así como el comportamiento de las especies y otros problemas asociados con poblaciones pequeñas. También está positivamente relacionada con la cantidad de variación genética en la población introducida, mejorando las oportunidades de que la población sea capaz de adaptarse con éxito a las nuevas presiones de selección en la región receptora

(Ahlroth *et al.*, 2003). Finalmente, las liberaciones espacialmente separadas ayudan a asegurar que al menos algunos de los individuos exóticos tengan éxito en un área donde las condiciones ambientales sean favorables para el establecimiento (Lockwood *et al.*, 2005). Estudios experimentales que han probado explícitamente la presión del propágulo para especies individuales han encontrado consistentemente un efecto positivo sobre el éxito de establecimiento (Memmot *et al.*, 1998; Grevstad, 1999). Colautti *et al.* (2006) analizaron diversos grupos de especies que confirman este efecto positivo y sugieren que las especies que se encuentran establecidas fueron introducidas un mayor número de veces o en cantidades mayores de individuos que aquellas especies que no lograron establecerse. Estos mismos autores señalan cierto sesgo en la presión del propágulo, ya que suponen que las especies que fueron introducidas de manera deliberada representan muestras no aleatorias de todas las especies invasoras, pues fueron seleccionadas de acuerdo con la preferencia de humanos. Por otra parte, MacIsaac *et al.* (2001) señalan que también ciertas liberaciones accidentales introducen muestras no aleatorias; toman como ejemplo el agua de lastre y mencionan que 85% de las especies establecidas en los Grandes Lagos se originan de muy pocas regiones del mundo y que en general los vectores del transporte, ya sean barcos, ferrocarriles o aviones tienen rutas regulares.

Ausencia de enemigos

Esta teoría está basada en que los enemigos naturales pueden oponer resistencia a las especies invasoras, por lo que las comunidades con mayor número de especies tienden a ser más resistentes (resistencia biótica); también se ha establecido que los ecosistemas con mayor riqueza de especies son más resilientes a las invasiones biológicas (MA, 2005). No obstante, la importancia de la competencia y de las enfermedades parece estar subestimada, ya que estos factores y sus efectos son más difíciles de evaluar (Bomford, 2008).

Hipótesis de la liberación de enemigos

Esta hipótesis establece que las especies exóticas son exitosas porque dejan en la región donadora a los enemigos que coevolucionaron con ellas, como patógenos, parásitos y depredadores (Liu y Stiling, 2006). Colautti *et al.* (2004) señalan que en realidad las especies exóticas introducen una menor cantidad de enemigos de lo que normalmente se considera, debido a la existencia de un sesgo en el propágulo, lo que significaría que no introducirían los enemigos disponibles de toda la región donadora. Otras razones para la introducción de un menor número de enemigos son: *a*] las especies exóticas que fueran parasitadas o infectadas morirían durante el transporte; *b*] no todos los enemigos sobrevivirían las condiciones del transporte, a diferencia de las especies exóticas; *c*] algunos vectores de transporte predisponen a las especies exóticas para llegar sin enemigos; por ejemplo, las larvas planctónicas de los invertebrados carecerían de parásitos asociados con los adultos; *d*] para completar su ciclo de vida muchos parásitos requieren diferentes hospederos que no necesariamente encontrarán en la región receptora, y *e*] los humanos tratan de seleccionar especies exóticas que no tengan patógenos o parásitos.

Hipótesis del aumento de susceptibilidad

Los impactos de los enemigos nativos sobre las especies exóticas serían más marcados que los de la región de la cual se originan, por dos razones: *a*] los cuellos de botella de las invasiones pueden reducir la diversidad genética de las defensas polimórficas, por lo que los enemigos tendrían efectos desproporcionados sobre las especies exóticas, y *b*] las especies exóticas pueden resultar blancos fáciles para los enemigos nativos, ya que carecerían de defensas naturales contra éstos, lo que además se vería agravado por los cuellos de botella (Colautti *et al.*, 2004).

Hipótesis de la inversión del enemigo

Los enemigos naturales (de la región de origen) de las especies exóticas tendrían un efecto disminuido en la región receptora, ya sea por factores abióticos o por las interacciones multiespecíficas que tendrían que enfrentar (Colautti *et al.*, 2004).

Hipótesis del enemigo de mi enemigo

Esta hipótesis explica los efectos negativos sobre un enemigo, producto del mutualismo ("el enemigo de mi enemigo es mi amigo"). Por medio de un metaanálisis, Liu y Stiling (2006) concluyeron que los impactos de los enemigos naturales de las especies exóticas eran más importantes sobre las especies nativas.

Nichos vacíos

Elton (1958) menciona que los rasgos únicos de las especies invasoras les permiten explotar "nichos vacíos"

en comunidades con baja diversidad. Williamson (1996) también menciona la existencia de nichos vacíos que pueden ser ocupados por especies exóticas. En relación con esto, Shea y Chesson (2002) emiten el concepto de "oportunidad de nicho", que define las condiciones que promueven las invasiones en términos de recursos naturales, enemigos, ambiente físico, interacciones de estos factores y la manera en que varían en el tiempo y el espacio. Las oportunidades de nicho varían naturalmente entre las comunidades y pueden incrementarse en aquellas comunidades perturbadas, especialmente si los miembros originales de la comunidad están menos adaptados a las nuevas condiciones. Esto implicaría pocas oportunidades de nicho (resistencia biótica) en comunidades con alta diversidad, si se considera que la teoría clásica del nicho propone que cada especie puede persistir bajo una serie limitada de condiciones (Hutchinson, 1959) y que el traslape en factores limitantes puede evitar que una especie se establezca en una comunidad (MacArthur y Levins, 1967). De acuerdo con esta premisa, un invasor exitoso necesitaría ocupar un nicho diferente que el de las especies residentes, así las especies exóticas recién introducidas podrían tener éxito al establecerse sólo si utilizan recursos disponibles no utilizados. Las teorías contemporáneas de las invasiones biológicas son numerosas y diversas, pero casi todas comparten la predicción de que los invasores exitosos son fundamentalmente diferentes de las especies nativas (Daehler, 2003). Al ser ecológicamente distintas las especies exóticas no sólo pueden disponer de recursos no utilizados, sino evitar la competencia con las especies nativas y librarse de depredadores y parásitos (Lockwood *et al.*, 2005). En contraste hay autores que mencionan que la teoría clásica del nicho no es completamente robusta ya que no explica cómo las especies invasoras similares a las nativas llegan a ser exitosas. Tampoco explican los grandes impactos que llegan a ocasionar las especies invasoras, ya que si utilizan diferentes nichos que las especies nativas, las interacciones con estas deberían ser mínimas (MacDougall *et al.*, 2009).

IMPACTOS

Las especies invasoras representan un serio impedimento para la conservación y el uso sustentable de la biodiversidad global, regional y local, además de ocasionar impactos adversos significativos sobre los bienes y servicios provistos por los ecosistemas. En general, los impactos de las especies invasoras sobre los ecosistemas y sus especies van a variar significativamente dependiendo de la especie invasora, la magnitud de la invasión y el tipo y vulnerabilidad de los ecosistemas (Kettunen, *et al.*, 2008) (Fig. 3). Desafortunadamente, la variabilidad de los impactos, en combinación con la falta de conocimiento sobre el establecimiento de las especies invasoras en los ecosistemas acuáticos, hace que las predicciones de los efectos reales sean muy difíciles de valorar (Courtenay, 1995). Los impactos pueden variar y estas variaciones pueden incluir desde una especie que ha invadido sólo un área restringida, con posibilidades de causar daños mayores en el futuro, hasta otras especies que pueden ya estar dispersas en todas partes causando un daño acumulativo que es poco visible (IUCN, 2000).

Impactos ecológicos

Los impactos ecológicos provocados por las especies exóticas invasoras en los ecosistemas acuáticos varían significativamente dependiendo del tipo de especie, la magnitud de la invasión y la vulnerabilidad de los ecosistemas invadidos (Ciruna *et al.*, 2004). La pérdida y degradación de la biodiversidad debido a las especies exóticas invasoras pueden ocurrir en todos los niveles de organización biológica, desde el genético y poblacional hasta los niveles de especie, comunidad y ecosistemas. La gran gama de impactos provocados por estas especies pueden resultar en la alteración de las propiedades ecológicas fundamentales de los ecosistemas, entre los que destacan además de la pérdida de biodiversidad nativa, la alteración de los hábitats, cambios en las características químicas del agua, alteración de los procesos biogeoquímicos, modificaciones hidrológicas y alteración de las redes tróficas (Simon y Townsend, 2003; Dukes y Mooney, 2004) (Fig. 3). Estos impactos pueden variar en términos del lapso que transcurre entre la introducción inicial y la subsecuente dispersión de las especies invasoras, la severidad de los impactos, la factibilidad de interacciones sinérgicas con otros procesos amenazantes y el potencial para la iniciación de una cascada de efectos que se pueden ramificar en todo el ecosistema (Levine, 2000).

Una vez establecidas, las poblaciones de especies invasoras pueden incrementarse de manera sumamente rápida en ausencia de depredadores naturales, lo

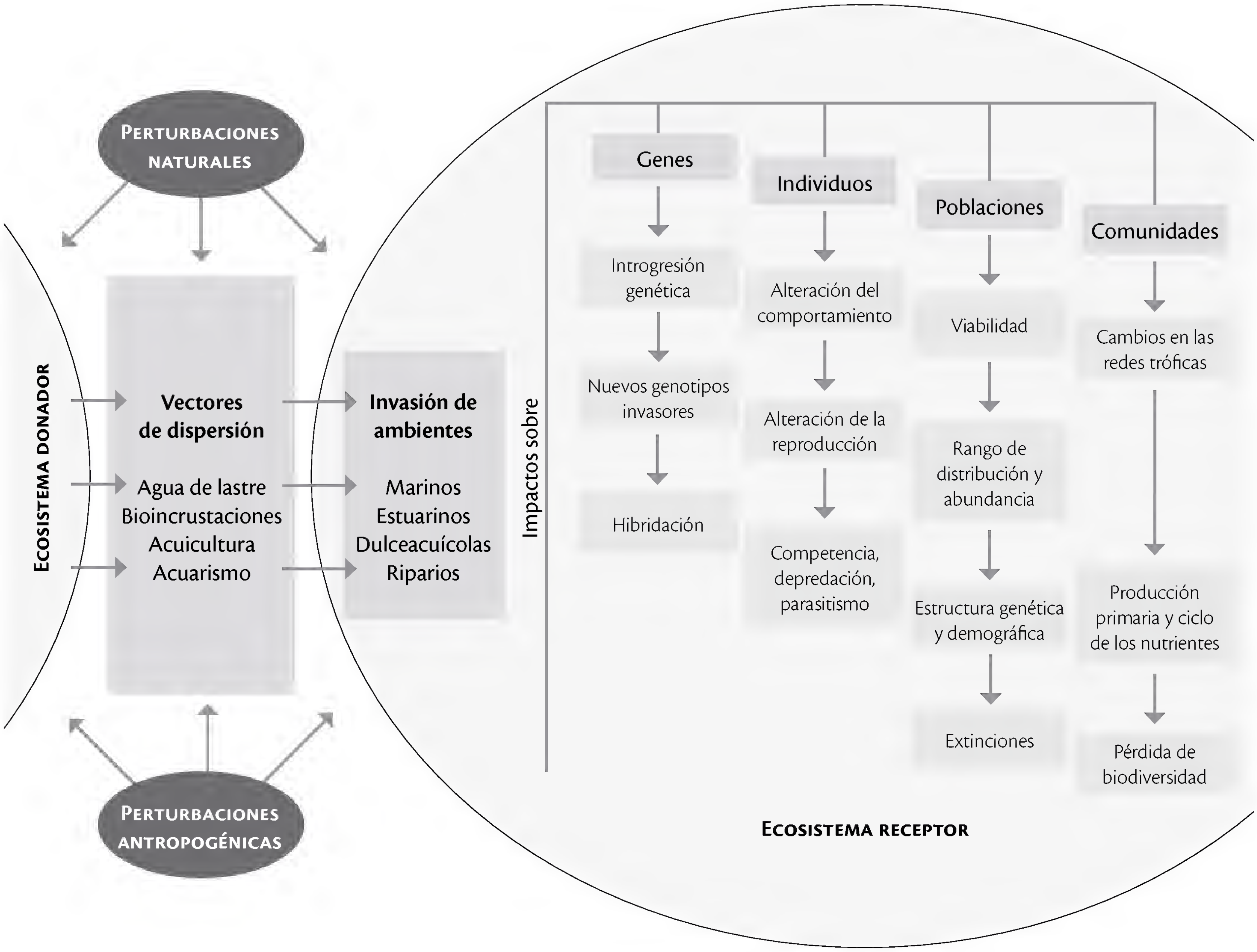


Figura 3. Los impactos de las especies invasoras pueden ser múltiples, varían en función de la magnitud y frecuencia con que se presenten, y dependerán de la invasividad de las especies y la vulnerabilidad de los ecosistemas.

que muchas veces se traduce en la eliminación de las especies nativas (Stewart, 1991). En este contexto se ha señalado que cada introducción resultará en una serie de impactos sobre la biota nativa que pueden ser superficiales o profundos, incluyendo la extinción de especies nativas a lo largo del tiempo (Courtenay y Williams, 1992). Las especies invasoras son responsables de entre 48 a 62% de las extinciones de peces en el mundo (Pimentel *et al.*, 2000) y de 68% de los peces de Norteamérica (Clavero y García-Berthou, 2005). En México, de las 506 especies de peces dulceacuícolas conocidas, 169 se encuentran en algún nivel de riesgo y 25 se consideran extintas. Los estados con más reportes son los del norte del país, todos con climas áridos o semiáridos. La mayoría de las extinciones han sucedido en Nuevo León (8) y Coahuila (7). Las principales causas de riesgo, hasta donde se sabe, han sido la reducción o alteración de hábitat, el abatimiento de agua y la introducción de especies exóticas (Contreras Balderas *et al.*, 2003).

Algo lamentable es que en varias ocasiones las introducciones han sido promovidas por instancias gubernamentales, como el caso de la Comisión de Pesca de California, que introdujo 25 de las 53 especies de peces exóticos actualmente establecidos para que el estado contara con una "mayor biodiversidad" (McDowall, 2006). Esto también fue realizado por las Comisiones de Pesca de Texas y Arizona. En el caso de México, carpas y tilapias fueron introducidas por la Secretaría de Pesca (Contreras Balderas y Escalante, 1984; Contreras Balderas, 1999). En otras ocasiones las especies exóticas han sido introducidas por instancias internacionales como la Organización Mundial de la Salud (OMS), que introdujo los caracoles tiáridos (portadores

de varios tremátodos) en varios países, que desplazaron a otros caracoles portadores de esquitosomiasis (Facon *et al.*, 2003), y la FAO, que promovió la introducción de carpas y tilapias en la mayor parte de los países (Contreras Balderas, 1999).

Depredación

La depredación y la transformación del hábitat son los mecanismos más citados de impacto de las especies exóticas sobre las especies nativas. La depredación es la causa primaria de extinción de las especies nativas (Lodge, 1993). Por otra parte, esto no significa que sea el impacto primario de las introducciones, lo que sucede es que la depredación es más fácil de detectar que la competencia, los efectos genéticos o la alelopatía (Ciruna *et al.*, 2004).

Uno de los ejemplos más sobresalientes de casos documentados de depredación es la introducción en los años cincuenta de la perca del Nilo en el Lago Victoria, un depredador tope que puede alcanzar los 200 kg y 2 m de largo. Esta especie contribuyó a la extinción de alrededor de 200 especies endémicas de cíclidos haplocróminos por depredación y por competencia por alimento. Se trata probablemente de la extinción masiva más grande de vertebrados contemporáneos (Seehausen *et al.*, 1997). Otros ejemplo de depredación y desplazamiento de especies nativas lo constituye la introducción de salmónidos en distintos países del hemisferio sur que impactaron adversamente diferentes poblaciones de peces galáxidos (McDowall, 2006). Aunque también existen casos documentados de depredación intensa de truchas en el hemisferio norte. Por ejemplo, la ictiofauna de la Sierra Nevada, en California y Nevada, fue profundamente alterada con la introducción de truchas exóticas, mismas que también acabaron con diversas poblaciones de anfibios endémicos [*e.g.*, el sapo de Yosemite (*Bufo canorus*), la rana patas rojas de California (*Rana aurora draytonii*) y, principalmente, la rana patas amarillas de la montaña (*Rana muscosa*)]. Estas introducciones también resultaron en la extirpación de especies de zooplancton vulnerables (diferentes especies de *Daphnia* y *Diaptomus*) e invertebrados bentónicos. También provocaron efectos tróficos importantes, como la disminución de poblaciones de serpientes (*Thamnophis elegans*) que dependían de renacuajos y esto a su vez resultó en la alteración del ciclo de nutrientes de algunos lagos, ya que los renacuajos reducían significativamente la biomasa de algas (Knapp, 1996). En México un caso de depredación severa fue el resultado de la introducción en El Potosí, Nuevo León, de la lobina *Micropterus salmoides*, que llevó prácticamente a la extinción a *Megupsilon aporus* y en un menor grado a *Cyprinodon alvarezi*. De la misma manera, la introducción de esta lobina afectó las pesquerías del Lago de Pátzcuaro al depredar las especies locales (Contreras-Balderas y Escalante, 1984). La distribución de esta especie exótica pasó, en muy corto tiempo, de estar restringida a los estados de la frontera norte del país a una distribución continua hacia el sur, hasta los estados de Tabasco y Oaxaca (Zambrano y Macías-García, 2000).

Competencia

Competencia por explotación de los recursos. Este tipo de competencia se produce cuando los organismos nativos requieren un recurso en particular y una especie invasora consume una parte importante de dicho recurso, lo que lleva a reducir su disponibilidad para los demás organismos. También puede suceder que los recursos no sean limitantes, pero que la especie invasora los utilice con mayor eficacia que las nativas, lo que disminuye la disponibilidad del mismo (Capdevila-Argüelles *et al.*, en prensa). Un ejemplo de este tipo de competencia está representado por *Herichthys minckleyi*, una mojarra en peligro de extinción endémica de Cuatrociénegas, Coahuila, que es tróficamente polimórfica. La forma llamada molariforme tiene dientes faríngeos robustos, mientras que la papiliforme los tiene numerosos y finos. También existen individuos con dentición intermedia, así como una tercera forma, llamada piscívora (Cohen *et al.*, 2005). Los individuos con dientes molariformes comen caracoles, mientras que los de dientes papiliformes no. Los diversos y abundantes caracoles endémicos de Cuatrociénegas de la familia Hydrobiidae tienen las conchas más fuertes que cualquier otro caracol del planeta (Husley *et al.*, 2005) y es probable que su dureza haya sido adquirida por medio de la coevolución con su depredador *H. minckleyi*. Es conocido el impacto de las especies de caracoles introducidas sobre los estromatolitos (Elser *et al.*, 2005) y la ausencia de *H. minckleyi* seguramente permitiría un mayor tamaño de las poblaciones silvestres de caracoles, lo que provocaría un efecto negativo sobre toda la cadena trófica de los únicos ecosistemas acuáticos del valle. Las poblaciones de *H. minckleyi* se encuentran muy fragmentadas, son poco abundantes y con altas probabilidades de desaparecer

en un futuro próximo (Hendrickson, 2006). Lamentablemente, en 1996 fue introducido en el valle de Cuatrociénegas el cíclido joya africano *Hemichromis guttatus*, una especie altamente agresiva hacia la ictiofauna nativa (Contreras Balderas y Ludlow, 2003), cuyas poblaciones se han incrementado poco a poco hasta el presente. Estudios realizados con isótopos estables indican que la dieta de *H. guttatus* es muy similar a la dieta de los juveniles de *H. minckleyi* y adultos de *Cyprinodon bifasciatus*, otra especie endémica de las pozas termales (Hendrickson, 2006) y está documentado que las poblaciones nativas de *H. minckleyi* descendieron drásticamente después de la introducción de *H. guttatus* (Lozano-Vilano *et al.*, 2006).

Competencia por interferencia. En algunas ocasiones se presenta otro tipo de competencia que no atañe directamente a los recursos del medio. La competencia por interferencia se da cuando un organismo impide indirectamente a su competidor nativo el acceso a un recurso común (Capdevila-Argüelles *et al.*, en prensa). Este tipo de competencia queda ejemplificado con la introducción del cíclido convicto (*Amatitlania nigrofasciata*), especie que contribuyó marcadamente a la disminución de las poblaciones del cíclido nativo *Cichlasoma istlanum* (Contreras-MacBeath *et al.* 1998) y se sabe que por sus diferentes hábitos alimentarios el traslape entre sus dietas es mínimo, por lo que no se considera un desplazamiento por interferencias alimentarias. No obstante, se presenta una fuerte interferencia en cuanto a los espacios de reproducción y sitios de anidación, lo que otorga una gran ventaja a la especie exótica por su comportamiento más agresivo y por estar acostumbrada en su área de distribución natural a competir con otros cíclidos (Mejía-Mojica *et al.*, 2012).

Otro ejemplo es el de *Procambarus clarkii*, el acocil rojo de Luisiana, que ha sido introducido en todos los continentes desplazando a diversos acociles nativos, principalmente por ser portador de un hongo (*Aphanomyces astaci*) que resulta letal para las especies europeas (Gherardi, 2007), lo cual, aunado a su gran capacidad de migración y tolerancia ecológica, le ha permitido tener una amplia dispersión en distintos ambientes acuáticos con consecuencias desastrosas para algunas especies nativas (Campos y Rodríguez-Almaraz, 1992), como la reducción de 90% de las poblaciones del acocil endémico *Procambarus regiomontanus* (Rodríguez-Almaraz y Campos, 1994). Esta especie, además de causar daños a la infraestructura por su actividad excavadora y de constituir un serio problema sanitario, incluso para los humanos, por ser intermediario de varios helmintos parásitos de vertebrados, provoca fuertes cambios en las poblaciones de invertebrados en respuesta a la depresión de la biomasa y productividad de las algas bénticas y macrofitas, lo que a su vez afecta las poblaciones de peces (Mendoza, 2004b).

Impactos genéticos

Una vez que se establecen exitosamente las especies invasoras se pueden presentar interacciones reproductivas en detrimento de las especies nativas. La erosión del *pool* genético puede ocurrir directamente por hibridación, que resulta potencialmente en descendencia estéril y una disminución asociada en el tamaño de las poblaciones (introgresión) por dilución o asimilación genética del genotipo nativo por uno más productivo de las espacies invasoras, o indirectamente por la competencia, que resulta en poblaciones reducidas y por lo tanto en una disminución de las fuentes de material genético (Ciruna *et al.*, 2004). En el caso de la asimilación genética, Huxel (1999) sugiere que el desplazamiento de las especies nativas puede ocurrir rápidamente (en menos de cinco generaciones). Considerando el número de especies crípticas y las altas frecuencias de introducciones, las extinciones se deben estar incrementando sólo por el efecto de la hibridación. Se ha sugerido que los híbridos se desempeñan mejor en condiciones que no favorecían a las especies parentales y en consecuencia pueden ser capaces de invadir territorios que no podían invadir éstas. La ocupación de las regiones bajas de la zona intermareal por el pasto hibrido *Spartina anglica* es un ejemplo (Thompson, 1991), o la interacción de los mejillones *Mytilus galloprovincialis* y *M. trossolus*, que puede permitir a los híbridos expandirse más al norte, en escenarios de cambio climático (Suchaneck *et al.*, 1998). Entre algunos de los ejemplos más conspicuos se encuentran las consecuencias de la hibridación, seguida por la erosión del *pool* genético de especies nativas de trucha degollada (*Oncorhynchus clarkii*), capaz de reproducirse con la trucha arcoíris invasora *Oncorhynchus mykiss*, como se ha reportado en Estados Unidos (Campton, 1987). De la misma manera, se ha documentado el enorme riesgo latente de hibridación entre truchas exóticas *Salmo gairdneri* var. *kamloops*

(trucha Kamloops), *Salmo gairdneri* var. *arcoiris* (trucha arcoíris), *Salvelinus fontinalis* (trucha de arroyo) cultivadas principalmente en la Sierra Tarahumara (ríos Conchos, Mayo, Fuerte) y las especies nativas de trucha dorada mexicana (*Oncorhynchus chrysogaster*) y la trucha degollada del Bravo (*Oncorhynchus clarkii*) (Contreras Balderas y Escalante, 1984; Hendrickson *et al.*, 2002). Otro ejemplo son las poblaciones del cachorrito del Pecos (*Cyprinodon pecosensis*), que se encuentran amenazadas debido a la hibridación con el bolín (*C. variegatus*) introducido como carnada en el río Pecos. En este caso un factor adverso adicional es la marcada preferencia de las hembras de la especie nativa por los machos de la especie invasora (Echelle y Connor, 1989). Un importante caso de hibridación masiva es el de las introducciones de *Xiphophorus helleri*, *X. maculatus* y *X. variatus* en La Peñita, cerca de Monterrey, N.L., que ha resultado en la dilución genética de una especie endémica críticamente amenazada, *X. couchianus* (Contreras Balderas y Escalante, 1984).

Por otra parte, el reducido tamaño poblacional aumenta la susceptibilidad de asimilación genética de las especies raras y su desplazamiento al reproducirse entre los individuos de la misma población. Así, la introgresión se ha reconocido como uno de los factores importantes determinantes en la extinción de tres especies (el cachorrito de Tecopa *Cyprinodon nevadensis*, la gambusia de La Amistad *Gambusia amistadensis* y el cisco de quijada larga *Coregonus alpenae*), de las 13 que se han extinguido desde la creación de la Ley de Especies en Peligro de Estados Unidos (Rhymer y Simberloff, 1996).

Impactos económicos

Debido a su probada habilidad para perturbar los ecosistemas naturales, las especies invasoras están consideradas como una seria amenaza para los servicios de los ecosistemas, *i.e.*, los diferentes recursos y procesos provistos o mantenidos por los ecosistemas naturales para beneficio de la humanidad (Millenium Ecosystem Assessment, 2005). Las especies invasoras han causado grandes daños económicos en diferentes países, ya sea afectando el crecimiento de las poblaciones de especies importantes o al impedir directamente la actividad humana (Pimentel *et al.*, 2000). Tan solo en Estados Unidos los daños causados por las especies invasoras ascienden a 120 000 millones de dólares al año (Pimentel *et al.*, 2005), mientras que los costos de la invasión en seis países (Estados Unidos, Inglaterra, Australia, Sudáfrica, India y Brasil) ascienden a 314 000 millones de dólares por año y recientemente un estudio sobre 125 especies exóticas invasoras estima que en Europa los gastos superan los 12 000 millones de euros (Kettunen, *et al.*, 2008). Pimentel *et al.* (2005) calculan que en todo el mundo los impactos por las especies invasoras podrían ascender a 1.4 billones (10^{12}) de dólares por año, lo que representa 5% del producto interno bruto mundial.

En efecto, además de la amenaza que representan para las especies nativas, un amplio número de especies invasoras ocasionan impactos en la estructura y función de los ecosistemas; tal es el caso del coipú (*Myocastor coypus*) que ha causado daños a la agricultura y los lechos de los ríos en Italia, estimados en 2.8 millones de dólares al año (Panzacchi *et al.*, 2007), la cual ya se ha registrado en el río Bravo y algunas medusas como *Mnemiopsis leidyi* (Bilio y Niermann, 2004). Los servicios ecosistémicos tienen un papel fundamental en el soporte del desarrollo económico y el bienestar de los seres humanos, por lo que la disrupción de estos servicios como resultado de las invasiones biológicas genera diversos impactos económicos y culturales adversos (Kettunen *et al.*, 2008). Así, varias especies invasoras pueden afectar las pesquerías, como las lampreas (Lupi *et al.*, 2003), cuyo control evitó pérdidas por más de 500 millones de dólares por año (Spaulding y McPhee, 1989). Algunas especies como la *Salvinia molesta* pueden impedir la navegación (Oliver, 1993) y otras como el lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) (Zhong *et al.*, 2010), al modificar los hábitats acuáticos, han ocasionado daños estimados en 50 millones de dólares en siete lagos de África (Joffe y Cooke, 1997). Existen especies que logran obstruir las tuberías de las plantas hidroeléctricas, como el mejillón cebra, ocasionando daños estimados en 1 000 millones de dólares al año (Lovell y Stone, 2005), y una serie de especies bioincrustantes que dañan los cascos de los barcos, como *Balanus amphitrite* (Taylor-Johnson y González, 2007), que puede reducir la velocidad de un barco hasta en 40%, incrementando el consumo de combustible (Johnson, *et al.*, 2007). Las especies bioincrustantes también pueden dañar la infraestructura de las operaciones acuícolas, ocasionando pérdidas por 260 millones de euros (de 5 a 10% del valor total de la industria acuícola europea) (GISP, 2008). Igualmente, destacan varias especies de virus (IHHN, TSV, WSSV), considerados como especies invasoras, que han afectado no sólo los cultivos comerciales del

camarón blanco (*Litopenaeus vannamei*) y azul (*L. stylirostris*) con mortalidades superiores a 80% en las granjas de Sonora y Sinaloa, y generando pérdidas millonarias en el continente americano (IHHN, 500 000 dólares a 1 000 millones en 1981; TSV, 1 000 a 2 000 millones de dólares en 1992 y WSSV más de 1 000 millones de dólares en 1999), sino que también han tenido repercusiones negativas sobre las poblaciones nativas, afectando asimismo las pesquerías de camarón (Lightner, 2003). Otra invasión biológica que ha ocurrido en México y que aún tiene graves repercusiones es la de peces de la familia Loricariidae conocidos como plecos. Estas especies han causado estragos devastadores en la que fuera la pesquería de agua dulce más importante de México en la presa de Infiernillo, lo que ha afectado a miles de pescadores y sus familiares (Mendoza, *et al.*, 2009), así como en Tabasco y Chiapas (Barba y Escalera, 2007). Por otra parte, más allá de los impactos económicos, se debe considerar la dificultad de asignar una adecuada valoración a las pérdidas derivadas de la invasión de especies, como la extinción de una especie, la pérdida de hábitat, el valor estético de un paisaje alterado, la pérdida de los servicios que ofrecen los ecosistemas, etc. (Capdevila-Argüelles *et al.*, en prensa). Finalmente, los análisis de valoración económica son más complicados ya que también se tienen que considerar los beneficios económicos de la utilización de las especies exóticas. Por ejemplo, las ganancias por la producción acuícola mundial representan miles de millones de dólares y en casi todos los países la mayor parte de las especies que se cultivan son exóticas (Ciruna *et al.*, 2004).

Impactos sanitarios

Destacan también especies invasoras que ocasionan problemas sanitarios, incluyendo daños a la salud humana. Dentro de este contexto, las consecuencias derivadas de la introducción de especies exóticas pueden llegar a suceder de dos maneras diferentes: *a*] que la especie actúe como reservorio de patógenos o parásitos, y *b*] que la especie sea un patógeno o un parásito en sí misma o cause un daño directo. En el primer caso existen especies como el caracol *Melanoides tuberculata* que ha desplazado especies nativas en Nuevo León y varias partes del mundo (Contreras-Arquieta y Contreras-Balderas, 1999; Facon *et al.*, 2003). Debido a su alto potencial reproductivo (partenogénicas), sus poblaciones modifican las condiciones del hábitat. Además, portan tremátodos como *Clonorchis sinensis* (duela del hígado) y *Paragonimus westermani* (duela del pulmón) que parasitan al ser humano, mientras que *Philophtalmus* sp. parasita aves y mamíferos (y causa ceguera al destruir la membrana nictitante), y *Centrocestus formosanus* satura las branquias de peces, asfixiándolos (Mendoza, 2004a). En el segundo caso se encuentran los llamados florecimientos algales nocivos (*Harmful algal blooms* - HAB) y las mareas rojas que se han venido intensificando en frecuencia y duración en los ambientes acuáticos de todo el mundo (Moore *et al.*, 2008). Los HAB afectan negativamente los ecosistemas marinos de dos maneras: 1] su proliferación y descomposición crea zonas muertas al agotar los niveles de oxígeno, y 2] varias especies producen diferentes toxinas que dañan el sistema digestivo y el sistema nervioso de muchos animales y del hombre (Gilbert *et al.*, 2005). Entre las especies que sobresalen por los estragos causados en el continente americano se encuentra el pez león (*Pterois volitans* y *P. miles*), voraces depredadores que han diezmado numerosas poblaciones de peces e invertebrados en los arrecifes y manglares del Golfo de México, varias de ellas de importancia comercial (meros, huachinango, etc.), además de ser venenosos, resultando peligrosos para diferentes especies, incluyendo la humana (Morris y Withfield, 2009).

ESCALA DE LAS INVASIONES

En general, el número de invasiones siempre está subestimado, ya que aquellas registradas siempre se asocian con megainvasiones (un gran número de eventos o una gran abundancia de especies) y con especies invasivas que son obvias por causar daños ecológicos o económicos inmediatos y que por ende están sobrerrepresentadas (Carlton y Ruiz, 2000). Al respecto, vale la pena mencionar que es necesario tener estadísticas más confiables, ya que a menudo las invasiones fallidas no son tomadas en cuenta, y a esto se puede agregar la falta de registros de especies invasoras como consecuencia de la falta de inventarios biológicos completos, de datos biogeográficos y de sistemática (incluyendo la taxonomía) de una elevada proporción de especies que no han sido descritas (Lodge, 1993; Marchetti *et al.*, 2004). Sin embargo, estas especies que aún no se registran pueden tener impactos ambientales profundos cuyas consecuencias económicas o sanitarias se manifestarán más tarde, o bien su abundancia se incrementará hasta que

se alteren las condiciones ambientales (Carlton y Ruiz, 2000). Dentro del contexto nacional, de acuerdo con Contreras Balderas y Escalante (1984) el tiempo de reemplazamiento de varias especies nativas por exóticas puede variar de 11 a 93 años.

REFERENCIAS

Ahlroth, P., R. Atalo, A. Holapainen, T. Kumpulainen y J. Suhonen. 2003. Founder population size and number of source populations enhance colonization success in water striders. *Conserv. Ecol.* **137**:617-620.

Armsworth, P., M. James y L. Bode. 2001. When to press on or turn back: Dispersal strategies for reef fish larvae. *Am. Nat.* **157**:434-450.

Barba, E., y C. Escalera. 2007. Taller sobre el aprovechamiento integral del pez diablo en los municipios de Tenosique y Balancán. *Produce Tabasco* **5**(3):16-18.

Bilio, M., y U. Niermann. 2004. Is the comb jelly really to blame for it all? *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **269**:173-183.

Bomford, M. 2008. *Risk assessment models for the establishment of exotic vertebrates in Australia and New Zealand*. Invasive Animals Cooperative Research Centre, Canberra.

Born, W. 2008. *Ecological-economic assessment of biological invasions. A conceptual contribution on the basis of the concept of ecosystem services*. Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades doctor agriculturarum (Dr. agr.), am Institut für Agrar– und Ernährungswissenschaften der Naturwissenschaftlichen Fakultät III der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Leipzig.

Bramblett, R., y K. Fausch. 1991. Variable fish communities and the index of biotic integrity in a western great plains river. *Trans. Am. Fish. Soc.* **120**:752-769.

Byers, J.E. 2002. Impact of non-indigenous species enhanced by anthropogenic alteration of selection regimes. *Oikos* **97**(3):449-458.

Byers, J., y E. Noonburg. 2003. Scale dependent effects of biotic resistance to biological invasion. *Ecology* **84**(6):1428-1433.

Callaway, R. 2004. Novel weapons: Invasive success and the evolution of increased competitive ability. *Front. Ecol. Environ.* **2**(8):436-443.

Campbell, M., A. Grage, C. Mavin y C. Hewitt. 2009. Conflict between international treaties: Failing to mitigate the effects of introduced marine species. *Dialogue* **28**(1):46-56.

Campos, E., y G. Rodríguez-Almaraz. 1992. Distribution of the red swamp crayfish *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) (Decapoda: Cambaridae) in Mexico: An update. *J. Crust. Biol.* **12**(4):627-630.

Campton, D. 1987. Natural hybridization and introgression in fishes: Methods of detection and genetic interpretation, en N.R. Utter (ed.), *Population genetics and fishery management*, University of Washington Press, Seattle, WA, pp. 161-192.

Capdevila-Argüelles, L., B. Zilleti y V. Suárez-Álvarez. (En prensa). Causas de la pérdida de biodiversidad: especies exóticas invasoras. *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural*.

Carlton, J.T. 1996a. Biological invasions and cryptogenic species. *Ecology* **77**(6):1653-1655.

Carlton, J.T. 1996b. Patterns, process and prediction in marine invasion ecology. *Biol. Conserv.* **78**:97-106.

Carlton, J.T., y J.B. Geller. 1993. Ecological roulette: The global transport of nonindigenous marine organisms. *Science* **261**:78-82.

Carlton, J., y G. Ruiz. 2000. The vectors of invasions by alien species: <*www.dwaf.gov.za/WFW/Docs/Papers/the_vectors_of_invasions_by_alien_species.pdf*> (consultada en junio de 2012).

Castro-Díez, P., F. Valladares y A. Alonso. 2004. La creciente amenaza de las invasiones biológicas. *Ecosistemas* **13**(3):61-68.

CDB. 2011. Glossary of terms. Obtenido de Convention on Biological Diversity: <*www.cbd.int/invasive/terms.shtml*> (19 de abril de 2011).

Ciruna, K., L. Meyerson y A. Gutiérrez. 2004. The ecological and socio-economic impacts of invasive alien species in inland water ecosystems. Report to the Convention on Biological Diversity on behalf of the Global Invasive Species Programme, Washington.

Clavero, M., y E. García-Berthou. 2005. Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends Ecol. Evol.* **20**(3):1-10.

Cohen, A., D. Hendrickson, C. Parmesan y J. Marks. 2005. Habitat segregation among trophic morphs of the Cuatro Ciénegas cichlid (*Herichthys minckleyi*). *Hidrobiológica* **15** (2 especial):169-181.

Colautti, R., I. Grigorovich y H. MacIsaac. 2006. Propagule pressure: A null model for biological invasions. *Biol. Invasions* **8**:1023-1037.

Colautti, R., I. Grigorovich y H. MacIsaac. 2004. Is invasion success explained by the enemy release hypothesis? *Ecol. Lett.* **7**:721-733.

Conell, J. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* **199**(4335):1302-1310.

Contreras Balderas, S. 1999. Annotated checklist of introduced invasive fishes in Mexico, with examples of some recent introductions, en C.R. Leach (ed.), *Nonindigenous freshwater organisms: Vectors, biology and impacts*. Lewis Publishers, Boca Ratón, FL, pp. 31-52.

Contreras Balderas, S., y M. Escalante. 1984. Distribution and known impacts of exotic fishes in Mexico, en C.W. Stauffer (ed.), *Distribution, biology, and management of exotic fishes*. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, MA, pp. 102-130.

Contreras Balderas, S., y A. Ludlow. 2003. *Hemichromis guttatus* Günther 1862 (Pisces: Cichlidae), nueva introducción en México, en Cuatro Ciénegas, Coahuila. *Vertebrata Mexicana* **12**:1-5.

Contreras Balderas, S., P. Almada Villela, M. Lozano Vilano y M. García Ramírez. 2003. Freshwater fish at risk or extinct in Mexico. *Rev. Fish Biol. Fish.* **12**:241-251.

Contreras-Arquieta, A., y S. Contreras-Balderas. 1999. Description, biology, and ecological impact of the screw snail, *Thiara tuberculata* (Müller, 1774) (Gastropoda: Thiaridae) in Mexico, en R.C. Leach (ed.), *Nonindigenous freshwater organ-*

isms: Vectors, biology, and impacts. Lewis Publishers, Boca Ratón, FL, pp. 151-160.

Courtenay, W. 1995. The case for caution with fish introductions, en H. Schramm y R. Piper (eds.), *American Fisheries Society Symposium 15*. American Fisheries Society, Bethesda, MD, pp. 413-424.

Courtenay, W., y J. Williams.1992. Dispersal of exotic species from aquaculture sources, with emphasis on freshwater fishes, en A.R. Mann (ed.), *Dispersal of living organisms into aquatic ecosystems*. Maryland Seagrant Publication, College Park, MD, pp. 49-81.

Cox, G. 2004. *Alien species and evolution: The evolutionary ecology of exotic plants, animals, microbes, and interacting native species*. Island Press, Washington, DC.

Daehler, C. 2003. Performance comparisons of co-occurring native and alien plants: Implications for conservation and restoration. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst*. **34**:183-211.

Davis, M., y K. Thompson. 2000. Eight ways to be a colonizer; two ways to be an invader: A proposed nomenclature scheme for invasion ecology. *Bull. Ecol. Soc. Am*. **81**:226-230.

diCastri, F. 1989. History of biological invasions with special emphasis on the Old World, en H.A.J.A. Drake (ed.), *Biological invasions: A global perspective*. John Wiley, Nueva York, pp. 1-30.

Dukes, J.S., y H.A. Mooney. 2004. Disruption of ecosystem processes in western North America by invasive species. *Rev. Chil. Hist. Nat*. **77**:411-437.

Echelle, A., y P. Connor. 1989. Rapid, geographically extensive genetic introgression after secondary contact between two pupfish species (Cyprinodon, Cyprinodontidae). *Evolution* **43**:717-727.

Ehrich, P. 1989. Attributes of invaders and the invading process: Vertebrates, en H.A.J.A. Drake (ed.), *Biological invasions: A global perspective*. John Wiley, Nueva York, pp. 315-328.

Ellstrand, N., y D. Elam. 1993. Population genetic consequences of small population size: Implications for plant conservation. *Ann. Rev. Ecol. Syst*. **24**:217-242.

Elser, J., J. Schampel, F. García-Pichel, B. Wade, V. Souza, L. Eguiarte, A. Escalante y J.D. Farmer. 2005. Effects of phosphorus enrichment and grazing snails on modern stromatolitic microbial communities. *Freshw. Biol*. **50**:1808-1825.

Elton, C. 1958. *The ecology of invasions by animals and plants*. Methuen, Londres.

EPA. 2008. Effects of climate change for aquatic invasive species and implications for management and research. U.S. Environmental Protection Agency (EPA). National Center for Environmental Assessment, Washington, DC. <*www.epa.gov/ncea*>.

Facon, B., J. Pointier, M. Glaubrecht, C. Poux, P. Jarney y P. David. 2003. A molecular phylogeography approach to biological invasions of the New World by parthenogenetic thiarid snails. *Mol. Ecol*. **12**(11):3027-3039.

Faulkes, Z. 2010. The spread of the parthenogenetic marbled crayfish, Marmorkrebs (*Procambarus* sp.), in the North American pet trade. *Aq. Inv*. **5**(4):447-450.

Fausch, K., Y. Taniguchi, S. Nakano, G. Grossman y C. Townsend. 2001. Flood disturbances regimes influence rainbow trout invasion success among five holartic regions. *Ecol. Appl*. **11**(5):1438-1455.

Flecker, A., y C. Townsend. 1994. Community-wide consequences of trout introduction in New Zealand streams. *Ecol. Appl*. **4**:798-807.

Frankham, R. 2005. Resolving the genetic paradox in invasive species. *Heredity* **94**(4):385.

Fuller, P., L. Nico y D. Williams. 1999. *Non-indigenous fishes introduced into inland waters of the United States*. American Fisheries Society, Bethesda, MA.

Gaceta Parlamentaria. 2010. De la Comisión de Medio Ambiente y Recursos Naturales, con proyecto de Decreto que reforma y adiciona diversas disposiciones de las Leyes Generales del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, y de Vida Silvestre. Cámara de Diputados, LXI Legislatura, México, pp. 16-26.

Gherardi, F. 2007. Biological invasions in inland waters: An overview, en F. Gherardi (ed.), *Biological invaders in inland waters: Profiles, distribution, and threats*. Springer, Berlín, pp. 3-25.

Gilbert, P., D. Anderson, P. Gentien, E. Graneli y K. Sellner. 2005. The global, complex phenomena of harmful algal blooms. *Oceanography* **18**(2):131-141.

GISP. 2008. *Marine biofouling: An assessment of risk and management initiatives* (L. Jackson, ed.). Global Invasive Species Program and UNEP Regional Seas Program.

Goldburg, R., y T. Triplett. 1997. *Murky waters*. Environmental Defense Fund, Nueva York.

Green, P., D. O'Dowd, K. Abbott, M. Jeffery, K. Retallick y R. Mac Nally. 2011. Invasional meltdown: Invader–invader mutualism facilitates a secondary invasion. *Ecology* **92**:1758-1768.

Grevstad, F. 1999. Experimental invasions using biological control introductions: The influence of release size on the chance of population establishment. *Biol. Invasions* **1**:313-3223.

Harrington, R. 1961. Oviparous hermaphroditic fish with internal fertilization. *Science* **134**:1749-1750.

Harrison, I., y M. Stiassny. 1999. The quiet crisis: A preliminary listing of the freshwater fishes of the world that are extinct or "missing in action", en R.D.E. MacPhee (ed.), *Extintions in near time. Causes, contexts, and consequences*. Kluwer Academic, Nueva York, pp. 271-331.

Havel, J., C. Lee y M. Vander Zanden. 2005. Do reservoirs facilitate invasions into landscapes? *BioScience* **55**(6):518-525.

Havel, J., W. Mabee y J. Jones. 1995. Invasion of the exotic cladoceran *Daphnia lumholtzi* into North American reservoirs. *Can. J. Fish Aquat. Sci*. **52**:151-160.

Hendrickson, D. 2006. Ficha técnica de *Herichthys minckleyi*, en J.J. Schmitter-Soto (ed.), *Evaluación del riesgo de extinción de los cíclidos mexicanos y de los peces de la frontera sur incluidos en la NOM-059*. El Colegio de la Frontera Sur. Bases de datos SNIB-Conabio. Proyecto No. CK001, p. 13

Hendrickson, D., H. Espinosa, L. Findley, W. Forbes, J. Tmelleri, R. Mayden, J.L. Nielsen, B. Jensen, G. Ruiz Campos, A. Varela Romero, A. van der Heiden, F. Camarena y F.J. García de León. 2002. Mexican native trouts: A review of their history and current systematic and conservation status. *Rev. Fish Biol. Fish*. **12**:273-316.

Hierro, J., J. Maron y R. Callaway. 2004. A biogeographical approach to plant invasions: The importance of studying exotics in their introduced and native range. *J. Ecol*. **93**:5-15.

Hopkins, C.C. 2001. Actual and potential effects of introduced marine organisms in Norwegian waters, including Svalbard. Directorate for Nature Management, Research Report-2001.

Huges, R., y J. Gammon. 1987. Longitudinal changes in fish assemblages and water quality in the Willamette river, Oregon. *Trans. Am. Fish. Soc.* **116**:196-209.

Husley, C., D. Hendrickson y F. García de León. 2005. Trophic morphology, feeding performance, and prey use in the polymorphic fish *Herichthys minckley. Evol. Ecol. Res.* **7**:1-22.

Hutchinson, G. 1959. Homage to Santa Rosalia, or why are there so many kinds of animals? *Am. Nat.* **93**:45-159.

Huxel, G. 1999. Rapid displacement of native species by invasive species: Effects of hybridization. *Biol. Conserv.* **89**:143-152.

IUCN. 2010. *Marine menace: Alien invasive species in the marine environment*. International Union for Conservation of Nature, Gland, Suiza.

IUCN. 2000. Guidelines for the prevention of biodiversity loss caused by alien invasive species. SSC Invasive Species Specialist Group, Gland, Suiza.

Jelks, H., S. Walsh, N. Burkhead, S. Contreras-Balderas, E. Díaz-Pardo, D. Hendrickson, J. Lyons, N.E. Mandrak, F. McCormick, J.S. Nelson, S.P. Platania, B.A. Porter, C.B. Renaud, J.J. Schmitter-Soto, E.B. Taylor y M.L. Warren Jr. 2008. Conservation status of imperiled North American freshwater and diadromous fishes. *Fisheries* **33**(8):372-407.

Joffe, S., y S. Cooke. 1997. Management of the Water Hyacinth and other aquatic weeds: Issues for the World Bank. Cambridge, UK: CABI Bioscience: *<www.dams.org/kbase/submissions/showsub.php?rec=ENV057>*.

Johnson, L., J. González, C. Álvarez, M. Takada, A. Himes, S. Showalter y J. Savarese. (2007). Managing hull-borne invasive species and coastal water quality for California and Baja California boats kept in saltwater. ANR Publication 8359. California Sea Grant College Program Report Number T-061, San Diego.

Karr, J., K. Fausch, P. Angermeier, P. Yant y I. Schlosser. 1985. *Assessing biological integrity in running waters: A method and its rationale*. Illinois Natural History Survey Special Publication 5. Champaign: Authority of the State of Illinois.

Kennedy, T., S. Naeem, K. Howe, J. Knops, D. Tilman y P. Relch. 2002. Biodiversity as a barrier to ecological invasion. *Nature* **417**:636-638.

Kettunen, M., P. Genovesi, S. Gollasch, S. Pagad, U. Starfinger, P. ten Brink y C. Shine. 2008. Technical support to EU strategy on invasive species (IS)–assessment of the impacts of IS in Europe and the EU (Final module report for the European Commission). (DG ENV contract). Institute for European Environmental Policy (IEEP), Bruselas.

Kinlan, B., y S. Gaines. 2003. Propagule dispersal in marine and terrestrial environments: A community perspective. *Ecology* **84**(8):2007-2020.

Knapp, R. 1996. Non-native trout in natural lakes of the Sierra Nevada: An analysis of their distribution and impacts on native aquatic biota. Sierra Nevada Aquatic University of California, Mammoth Lakes, California and Marine Science Institute, University of California Santa Barbara, California, Sierra Nevada Ecosystem Project: Final report to Congress, vol. III, Assessments and scientific basis for management options. Davis, University of California, Centers for Water and Wild Land Resources, 1996. Santa Barbara.

Kolar, C., y D. Lodge. 2000. Freshwater non-indigenous species: Interactions with other global changes, en H.A. Mooney y R.J. Hobbs (eds.), *Invasive species in a changing world*, Island Press, Washington, DC, pp. 3-30.

Korsu, K., A. Huusko y T. Muotka. 2008. Ecology of alien species with special reference to stream salmonids. *Boreal Environ. Res.* **13**:43-52.

Krueger, C., y B. May. 1991. Ecological and genetic effects of salmonid introductions in North America. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **48**:66-77.

Kühn, I., M. Branderburg y S. Klotz. 2004. Why do alien plant species that reproduce in natural habitats occur more frequently? *Divers. Distrib.* **10**:417-425.

Lassuy, D. 1995. Introduced species as a factor in extinction and endangerment of native fish species. *Amer. Fish. Soc. Symp.* **15**:391-396.

Levin, S. 1989. Analysis of risk for invasions and control programmes, en H.A.J.A. Drake (ed.), *Biological invasions: A global perspective*. John Wiley, Nueva York, pp. 425-432.

Levine, J. 2000. Species diversity and biological invasions: Relating local process to community pattern. *Science* **288**:852-854.

Levitan, D., y C. Petersen. 1995. Sperm limitation in the sea. *Trends Ecol. Evol.* **10**:228-231.

Lightner, D. 2003. The penaeid shrimp viral pandemics due to IHHNV, WSSV, TSV, and YHV: History in the Americas and current status, en *Aquaculture and pathobiology of crustacean and other species*, Proceedings of the 32nd UJNR Aquaculture Panel Symposium, Santa Barbara, CA, pp. 1-20.

Liu, H., y P. Stiling. 2006. Testing the enemy release hypothesis: A review and meta-analysis. *Biol. Invasions* **8**:1535-1545.

Lockwood, V., P. Cassey y T. Blackburn. 2005. The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends Ecol. Evol.* **20**(5):223-228.

Lodge, D. 1993. Biological invasions: Lessons for ecology. *Trends. Ecol. Evol*. **8**:133-137.

Lonsdale, W.M. 1999. Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. *Ecology* **80**(5):1522-1536.

Lovell, S., y S. Stone. 2005. The economic impacts of aquatic invasive species: A review of the literature. National Center for Environmental Economics, Working Paper #05-02. U.S. Environmental Protection Agency, Washington.

Lozano-Vilano, M., A. Contreras-Balderas y M. García-Ramírez. 2006. Eradication of spotted jewelfish, *Hemichromis guttatus*, from Poza San José del Anteojo, Cuatro Ciénegas Bolsón, Coahuila, Mexico. *Southwest. Nat.* **51**(4):553-555.

Lupi, F., J. Hoehn y G. Christie. 2003. Using and economic model of recreational fishing to evaluate the benefits of Sea Lamprey control on the St. Mary's River. *J. Great Lakes Res.* **29** (Supplement 1):724-754.

MacArthur, R., y R. Levins. 1967. The limiting similarity, convergence, and divergence of coexisting species. *Am. Nat.* **101**:377-385.

MacDougall, A., B. Gilbert y J. Levine. 2009. Plant invasions and the niche. *J. Ecol.* **97**:609-615.

MacIsaac, H., I. Grigorovich y A. Ricciardi. 2001. Reassessment of species invasion concepts: The Great Lakes basin as a model. *Biol. Invasions* **3**:405-416.

Mack, R., D. Simberloff, W. Lonsdale, H. Evans, M. Clout y F. Bazzaz. 2000. Biotic invasions: Causes, epidemiology, consequences, and control. *Ecol. Appl.* **10**(3):689-710.

Magnuson, J. 1976. Managing with exotics – a game of chance. *Trans. Am. Fish. Soc.* **105**:1-9.

Marchetti, M., P. Moyle y R. Levine. 2004. Alien fishes in California watersheds: Characteristics of successful invaders. *Ecol. Appl.* **14**(2):587-596.

Marvier, M., P. Kareiva y M. Neubert. 2004. Habitat destruction, fragmentation, and disturbance promote invasion by habitat generalists in a multispecies metapopulation. *Risk Anal.* **24**:869-878.

Master, L., S. Flack y B. Stein. 1998. *Rivers of life: Critical watersheds for protecting freshwater biodiversity*, The Nature Conservancy, Arlington, VA.

Mauchamp, A. 1997. Threats from alien plant species in the Galápagos Islands. *Conserv. Biol.* **11**:260-263.

McDowall, R. 2006. Crying wolf, crying foul, or crying shame: Alien salmonids and a biodiversity crisis in the southern cool-temperate galaxioid fishes? *Rev. Fish Biol. Fisher.* **16**:233-422.

McNeely, J. 2001. Invasive species: A costly catastrophe for native biodiversity. *Land Use and Water Resources Research* **1**(2):1-10.

Meador, M., L. Brown y B. Short. 2003. Relations between introduced fish and environmental conditions at large geographic scales. *Ecol. Indic.* **3**:81-92.

Mejía-Mojica, H., F. Rodríguez Romero y E. Díaz-Pardo. 2012. Recurrencia histórica de peces invasores en la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla, México. *Rev. Biol. Trop.* **60**(2):1-13.

Memmot, J., S. Fowler y R. Hill. 1998. The effect of release size on the probability of establishment of biological control agents: Gorse thrips (*Sericothrips staphylinus*) released against gorse (*Ulex europaeus*) in New Zealand. *Biocontrol Sci. Techn.* **8**:103-115.

Mendoza, R. 2004a. Introduction of invasive aquatic species on the inland waters ecosystems of Mexico, en L.K. Meyerson (ed.), *The ecological and socioeconomic impacts of invasive alien species on island ecosystems: Report of an expert's consultation*, Global Invasive Species Programme, Washington, DC.

Mendoza, R. 2004b. *Procambarus clarkii*: Case study, en L.K. Meyerson (ed.), *The ecological and socio-economic impacts of invasive alien species on inland water ecosystems: Report of an Experts' Consultation*, Washington, DC.

Mendoza, R. 2003. Thiarid snails in North America, en L.K. Meyerson (ed.), *The ecological and socio-economic impacts of invasive alien species on island ecosystems: Report of an Experts' Consultation*, Global Invasive Species Programme, Washington, DC.

Mendoza, R., B. Cudmore, R. Orr, J. Fisher, S. Contreras, W. Courtenay, P. Koleff, N. Mandrak, P. Álvarez, M. Arroyo, C. Escalera, A. Guevara, G. Greene, D. Lee, A. Orbe, C. Ramírez y O. Stabridis. 2009. *Trinational risk assessment guidelines for aquatic alien invasive species*, Commission for Environmental Cooperation, Montreal.

Millennium Ecosystem Assessment (MA). 2005. *Ecosystems and human well-being: Biodiversity synthesis*, World Resource Institute, Washington, DC.

Miller, R., J.D. Williams y J.E. Williams. 1989. Extinctions of North American fishes during the past century. *Fisheries* **14**(6):22-38.

Molnar, J.L., R.L. Gamboa, C. Revenga y M.D. Spalding. 2008. Assessing the global threat of invasive species to marine biodiversity. *Front. Ecol. Environ.* **6**(9):485-492.

Moore, S., V. Trainer, N. Mantua, M. Parker, E. Laws, L. Backer y L.E. Fleming. 2008. Impacts of climate variability and future climate change on harmful algal blooms and human health. *Environ. Health* **7** (Supplement 2):S4.

Mora, C., y P. Sale. 2002. Are populations of coral reef fish open or closed? *Trends Ecol. Evol.* **17**:422-428.

Morris, J., y P. Withfield. 2009. Biology, ecology, control, and management of the invasive Indo-Pacific Lionfish: An updated integrated assessment. NOAA Technical Memorandum NOSNCCOS, 99 ed.

Moyle, P., y T. Light. 1996. Biological invasions of fresh water: Empirical rules and assembly theory. *Biol. Cons.* **78**:149-161.

Moyle, P., y M. Marchetti. 2006. Predicting invasion success: Freshwater fishes in California as a model. *BioScience* **56**(6):1-10.

National Science Foundation. <*www.nsf.gov/news/special_reports/jellyfish/textonly/index.jsp*> (consultada en diciembre de 2010).

Oliver, J. 1993. A review of the biology of giant Salvinia (*Salvinia molesta* Mitchell). *J. Aquat. Plant Manage.* **31**:227-231.

OSPAR. 1997. Alien species in the marine environment: Status and national activities in the OSPAR Convention Area – revised report. Presented by Sweden. OSPAR Working Group in Impacts on the Marine Environment (IMPACT), Lisboa 7 - 10 October, 1997. IMPACT 97/7/1E

OTA. 1993. Harmful non-indigenous species in the United States. U.S. Congress Office of Technology Assessment: <*http://govinfo.library.unt.edu/ota/Ota_1/DATA/1993/9325.PDF*>.

Panzacchi, M., S. Bertolino, R. Cocchi y P. Genovesi. 2007. Population control of coypu in Italy *vs.* eradication in UK: Cost/benefit analysis. *Wildlife Biol.* **13**(2):159-171.

Parker, I., D. Simberloff, W. Lonsdale, K. Goodell, M. Wonham, P. Kareiva, M.H. Williamson, B. Von Holle, P.B. Moyle, J.E. Byers y L. Goldwasser. 1999. Impact: Toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biol. Invasions* **1**:3-19.

Pimentel, D., R. Zúñiga y D. Morrison. 2005. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecol. Econ.* **52**:273-288.

Pimentel, D., L. Lach, R. Zúñiga y D. Morrison. 2000. Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States. *BioScience* **50**:53-65.

Pimentel, D., S. McNair, J. Janecka, J. Wightman, C. Simmonds, C. O'Conell, E. Wong, L. Russell, J. Zern, T. Aquino y T. Tsomondo. 2001. Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. *Agric. Ecosyst. Environ.* **84**:1-20.

Rahel, F. 2000. Homogenization of fish faunas across the United States. *Science* **288**:854-856.

Reise, K., S. Olenin y D. Thielyges. 2006. Are aliens threatening European aquatic coastal ecosystems? *Helgol. Mar. Res.* **60**:77-83.

Rhymer, J., y D. Simberloff. 1996. Extinction by hybridization and introgression. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* **27**:83-109.

Ricciardi, A. 2003. Predicting the impacts of an introduced species from its invasion history: An empirical approach applied to zebra mussel invasions. *Freshw. Biol.* **48**:972-981.

Ricciardi, A. 2001. Facilitative interactions among aquatic invaders: Is an "invasional meltdown" occurring in the Great Lakes? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **58**(12):2513-2525.

Ricciardi, A., y J. Rasmussen. 1999. Extinction rates of North American freshwater fauna. *Conserv. Biol.* **13**(5):1220-1222.

Richardson, A., A. Bakun, G. Hays y M. Gibbons. 2009. The jellyfish joyride: Causes, consequences and management responses to a more gelatinous future. *Trends Ecol. Evol.* **24**(6):312-322.

Richardson, D., P. Pysek, M. Rejmánek, M. Babur, D. Panetta y C. West. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: Concepts and definitions. *Divers. Distrib.* **6**:93-107.

Roberts, C. 1997. Connectivity and management of Caribbean coral reefs. *Science* **278**:1454-1457.

Rodríguez-Almaraz, G., y E. Campos. 1994. Distribution and status of the crayfishes (Cambaridae) of Nuevo León, Mexico. *J. Crust. Biol.* **14**(4):729-735.

Rodríguez, L. 2006. Can invasive species facilitate native species? Evidence of how, when, and why these impacts occur. *Biol. Invasions* **8**:927-939.

Ruzycki, J., D. Beauchamp y D. Yule. 2003. Effects of introduced lake trout on native cutthroat trout in Yellowstone Lake. *Ecol. Appl.* **13**(1):23-37.

Sahlin, U. 2003. *Risk analysis of alien species*. Introductory paper 152. Lund University, Department of Ecology, Chemical Ecology and Ecotoxicology, Lund, Suecia.

Sakai, A., F. Allendorf, D. Lodge, J. Molofsky, K. With, S. Baughman, R.J. Cabin, J.E. Cohen, N.C. Ellstrand, D.E. McCauley, P. O'Neil, I.M. Parker, J.N. Thompson y S.G. Weller. 2001. The population biology of invasive species. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* **32**:305-332.

Sax, D., y J. Brown. 2000. The paradox of invasion. *Global Ecol. Biogeogr.* **9**:363-371.

Seehausen, O., F. Witte, E. Katunzi, J. Smits y N. Bouton. 1997. Patterns of the remnant cichlid fauna in Southern Lake Victoria. *Conserv. Biol.* **11**(4):890-904.

Shanks, A., B. Grantham y M. Carr. 2003. Propagule dispersal distance and the size and spacing of marine reserves. *Ecol. Appl.* **13**:S159-S169.

Shea, K., y P. Chesson. 2002. Community ecology theory as a framework for biological invasions. *Trends Ecol. Evol.* **17**(4):170-176.

Simberloff, D., y B. Von Holle. 1999. Positive interactions of nonindigenous species: Invasional meltdown? *Biol. Invasions* **1**(1):21-32.

Simon, K., y C. Townsend. 2003. Impacts of freshwater invaders at different levels of ecological organization, with emphasis on salmonids and ecosystem consequences. *Freshwater Biol.* **48**:982-994.

Sotka, E., J. Wares, J. Barth, R. Grosberg y S. Palumbi. 2004. Strong genetic clines and geographical variation in gene flow in the rocky intertidal barnacle *Balanus glandula*. *Mol. Ecol.* **13**:2143-2156.

Spaulding, W., y R. McPhee. 1989. The report of the evaluation of the Great Lakes Fishery Commission by the Bi-National Evaluation. An analysis of the economic contribution of the Great Lakes Sea Lamprey Program (vol. 2). Twin Cities, MN.

Stewart, J. 1991. Symposium on the ecological and genetic implications of fish introductions 1990. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **48** (Supplement 1):110-117.

Suchaneck, T., J. Geller, B. Kreiser y J. Mitton. 1998. Zoogeographic distributions of the sibling species *Mytilus galloprovinicialis* and *M. trossolus* (Bivalvia: Mytilidae) and their hybrids in the North Pacific. *Biol. Bull.* **193**:187-194.

Taylor-Johnson, L., y J. González. 2007. Rock the boat! Balancing invasive species, antifouling and water quality for boats kept in saltwater. University of California, College Program Report No. Y-064, San Diego.

Thieltges, D., M. Strasser, J. van Beusekom y K. Reise. 2004. Too cold to prosper–winter mortality prevents population increase of the introduced American slipper limpet. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **311**:375-391.

Thompson, J. 1991. The biology of an invasive plant. *BioScience* **41**:349-401.

Tilman, D. 1999. The ecological consequences of changes in biodiversity: A search for general principles. *Ecology* **80**(5):1455-1474.

Vitousek, P., C. D'Antonio, L. Loope y R. Westbrooks. 1996. Biological invasions as global environmental change. *Am. Sci.* **84**:468-478.

Washitani, I. 2004. Invasive alien species problems in Japan: An introductory ecological essay. *Global Environ. Res.* **8**(1):1-11.

Westbrooks, R. 2004. New approaches for early detection and rapid response to invasive plants in the United States. *Weed Technol.* **18**:1468-1471.

Williams, J., y G. Meffe. 2005. *Status and trends of the nation's biological resources: Nonindigenous species*. U.S. Geological Service, Washington, DC, pp. 117-119.

Williamson, M. 1996. *Biological invasions*, Chapman y Hall, Londres.

Williamson, M., y A. Fitter. 1996. The characters of successful invaders. *Biol. Conserv.* **78**:163-170.

Zambrano, L., y C. Macías-García. 2000. Impact of introduced fish for aquaculture in Mexican freshwater systems, en C.R. Leach (ed.), *Nonindigenous freshwater organisms: Vectors, biology, and impacts*, Lewis Publishers, Boca Ratón, FL, pp. 113-124.

Zhang, Y., D. Zhang y S. Barrett. 2010. Genetic uniformity characterizes the invasive spread of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*), a clonal aquatic plant. *Mol. Ecol.* **19**:1774-1786.

2 PRINCIPALES VÍAS DE INTRODUCCIÓN DE LAS ESPECIES EXÓTICAS

Roberto Mendoza Alfaro,* Carlos Ramírez-Martínez,
Carlos Aguilera González y María Esther Meave del Castillo

* Autor para recibir correspondencia: <roberto.mendoza@yahoo.com>

Mendoza, R., C. Ramírez-Martínez, C. Aguilera y M.E. Meave del Castillo. 2014. Principales vías de introducción de las especies exóticas, en R. Mendoza y P. Koleff (coords.), *Especies acuáticas invasoras en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, pp. 43-73.

RESUMEN

Las vías de introducción son los procesos naturales o artificiales asociados a actividades humanas que resultan en el ingreso de una especie exótica. En los ambientes acuáticos, la acuicultura tiene importancia debido a que las especies son seleccionadas por su resistencia y adaptabilidad, presentando así una alta probabilidad de convertirse en invasoras. En México la acuicultura se basa principalmente en especies exóticas que se cultivan de manera extensiva. Las tilapias, las carpas y la trucha arcoíris soportan la producción acuícola continental y su propagación se realiza desde centros de la Sagarpa. El acuarismo es otra vía muy importante si se considera la cantidad de especies que se comercializan en el mundo, la frecuencia de las importaciones y su producción. Varias especies que han entrado por esta vía se encuentran invadiendo los cuerpos de agua del país (*e.g.*, plecos, cíclidos joya y convicto, pez león, etc.). En el caso de la pesca recreativa se introducen principalmente especies depredadoras (*e.g.*, lobina), además de varias especies consideradas invasoras potenciales que son utilizadas como carnada viva o forraje (*e.g.*, acocil rojo). Por otra parte, el agua de lastre es reconocida como la vía no intencional con mayores consecuencias sobre el ambiente, la economía y la salud. Se estima que en este proceso se intercambian 12 000 millones de metros cúbicos de agua por año. Virtualmente todas las especies marinas tienen estadios planctónicos que pueden ser transportados por esta vía y se estima que diariamente más de 3 000 se transportan en el agua de lastre. Lamentablemente, de los tratamientos propuestos para el agua de lastre ninguno ha resultado completamente efectivo, considerando eficiencia, seguridad ambiental, practicidad y costo. Evaluar el riesgo por aguas de lastre en México ha sido difícil y a la fecha se reporta la introducción de cerca de 200 especies acuáticas no nativas por esta vía. De igual forma, las bioincrustaciones y los canales artificiales son vías no intencionales que provocan la introducción de un número de especies que ocasionan problemas económicos y ecológicos. Otras vías a considerar son presas, plataformas de perforación, remolques de embarcaciones, actividades recreativas, material flotante y dispersión natural.

ABSTRACT

*Pathways are the natural and artificial introduction processes associated to human activities that result in the introduction of exotic species. In aquatic environments, aquaculture is particularly important because the species are selected for their resistance and adaptability, thus presenting a higher probability of becoming invasive. In Mexico, aquaculture relies mainly on exotic species that are grown extensively. Tilapia, carp and rainbow trout support continental aquaculture production and their propagation is carried out by government agencies (*SAGARPA*). The aquarium trade is a very important pathway considering the high number of species that are traded internationally, the frequency of imports and their production. Several species that have entered through this pathway are invading the country's water bodies (*e.g.*, armored catfish, jewel cichlid, convict cichlid, lionfish). Recreational fishing is another important pathway that primarily introduces predators (*e.g.*, bass), plus several potential invaders used as live bait or feed (*e.g.*, red crayfish). Moreover, ballast water is recognized as the major unintended pathway with consequences for the environment, economy and health. It is estimated that through this process around 12 billion m^3 of water are transported per year. Virtually all marine species have planktonic stages that can be moved by this pathway and it is likely that more than 3 000 are transported daily in ballast water. Unfortunately, of the various proposed treatments for ballast water, none has proved to be completely effective, considering efficiency, environmental safety, convenience and cost. Assessing the risk for ballast water in Mexico has been difficult, and to date, the introduction of about 200 non-indigenous aquatic species by this pathway has been reported. Similarly, fouling and artificial channels are pathways that cause the unintentional introduction of a large number of species that are causing economic and ecological problems. Other pathways to consider are dams, drilling platforms, boat trailers, recreational activities, and natural dispersal of floating material.*

INTRODUCCIÓN

Cada vez se tiene más conciencia de que los diversos mecanismos empleados para la introducción de especies exóticas en un lugar desempeñan un papel esencial en la probabilidad de una invasión biológica (Ruiz y Carlton, 2003). Las especies invasoras pueden ser introducidas en una nueva región mediante tres amplios mecanismos: la importación de un producto, la llegada de un vector de transporte o la propagación natural desde una región vecina, donde la especie exótica ya está establecida. La ruta que la especie sigue para ser introducida en una nueva localidad se conoce como "vía".[1] El término vía se considera como el medio por el cual una especie invasora es introducida fuera de su rango natural, ya sea de manera intencional o involuntaria (*e.g.*, la navegación) y se distingue del término "vector", el cual se refiere al mecanismo real por medio del cual la especie es introducida (barcos, plataformas móviles, etc.). Las vías describen los procesos que resultan en el traslado de una especie exótica de un lugar a otro. Las vías naturales son el viento, las corrientes y otras formas de dispersión, para las que una especie específica ha desarrollado características morfológicas y de comportamiento que le pueden servir. Las vías artificiales son las creadas o mejoradas por la actividad del ser humano. Las liberaciones de vertebrados suelen considerarse deliberadas, mientras que las de invertebrados se clasifican como contaminantes y las de plantas como escapes, en tanto que los microorganismos patógenos por lo general se introducen como contaminantes de sus hospederos (Hulme, 2008).

En ocasiones las vías pueden ser complejas, por lo que se recurre a análisis epidemiológicos para determinar la manera en que llegaron las especies. Por ejemplo, un barco puede viajar del puerto A al puerto B, y a lo largo del viaje atracar en un cierto número de puertos intermedios, tomando y liberando agua de lastre en cada uno, y por lo tanto conserva una mezcla de especies de los diferentes puertos. Cuando el barco llega finalmente a su puerto de destino, la vía no ha tomado una ruta directa y en consecuencia el puerto de destino no sólo estará expuesto a las especies del puerto de escala original, sino también a las especies recogidas en los otros puertos que fueron visitados en la ruta (Campbell *et al.*, 2009).

[1] No obstante que el término "vector" es más específico para detallar la introducción de las especies, se utiliza por lo general "vía" de manera indistinta para referirse a vectores y vías.

Actualmente las principales fuerzas impulsoras detrás de las introducciones acuáticas son el transporte, las prácticas comerciales y otras actividades de los seres humanos. En el medio acuático los mecanismos de transporte asociados con las actividades humanas incluyen el transporte de especies dentro o sobre los barcos, la acuicultura, las introducciones intencionales y el comercio (mascotas y acuarismo, y organismos vivos para alimento) (Pappal, 2010). Sin embargo, las invasiones de especies o sus poblaciones pueden también ocurrir de manera natural, por ejemplo cuando por algún motivo se llegan a romper las barreras biogeográficas (van der Velde *et al.*, 2006).

Hoy día, más de 80% de los productos del comercio mundial se transportan por mar y en el proceso se intercambian 12 000 millones de m^3 de agua de lastre por año. En los últimos 40 años, el comercio marítimo mundial se ha más que duplicado, pasando de 2 490 millones de toneladas en 1970 a 5 330 millones en 2000. A esto hay que añadir que se han construido grandes buques con tanques de lastre de mayor volumen y con superficies más grandes, susceptibles de llevar organismos bioincrustantes. La flota mercante registrada hasta ahora consiste en más de 45 000 buques y está prevista la construcción de 6 000 buques adicionales. Obviamente, a medida que crece la flota mercante, el número de viajes se incrementa, así como la oportunidad de invasión de un mayor número de especies (Bax *et al.*, 2003).

Se han identificado 252 especies criptogénicas marinas y estuarinas introducidas en Australia, 159 especies marinas exóticas en Nueva Zelanda y 212 especies exóticas marinas, estuarinas y dulceacuícolas en la Bahía de San Francisco y el delta de la bahía. Con base en datos históricos, una nueva especie marina o estuarina se establece cada 32 a 85 semanas, en cada uno de los puertos estudiados en Estados Unidos, Nueva Zelanda y Australia, a una tasa que parece ir en aumento (Bax *et al.*, 2003).

Los vectores de las especies marinas exóticas son diversos, y entre éstos los cargueros transoceánicos y cruceros ofrecen muchas oportunidades de transporte, por su enorme superficie susceptible de ser colonizada por organismos bioincrustadores, además de sus tanques de lastre, arcones marinos y un sinfín de otros compartimentos (Hayes, 2002). De acuerdo con Bax *et al.* (2003) existen 15 categorías de vectores que transportan organismos marinos de las aguas costeras poco profundas a hábitats similares fuera de su área de dis-

tribución original. Históricamente, los vectores han incluido los cascos de los barcos, que son colonizados por organismos bioincrustantes, el lastre seco y semiseco, el agua de lastre, las introducciones accidentales asociadas a la importación de especies para maricultura y las introducciones deliberadas de especies exóticas para fines de cultivo, o peces sembrados para aumentar las capturas locales. Los vectores más recientes incluyen aquellos asociados con el comercio de acuarismo, diversos vectores asociados con la recreación (yates, esquís, buceo, etc.) y diversos vectores asociados con las industrias del petróleo, gas y construcción. La naturaleza cambiante del transporte nacional e internacional está alterando la diversidad y la velocidad de vectores potenciales. Esto no sólo aumenta la probabilidad de que especies invasoras conocidas sean transportadas, sino también la de que especies previamente no transportadas pudieran encontrar vectores adecuados. Por otra parte, varias especies se llegan a transportar de manera natural aprovechando las conexiones artificiales realizadas por los humanos entre las zonas que anteriormente estaban separadas, como canales y sistemas de desviación de aguas (UICN, 2009).

Las vías de introducción de organismos acuáticos son múltiples y variadas; tan solo el grupo de trabajo de vías de la Aquatic Nuisance Species Task Force de EUA reconoce 69 vías y subvías, divididas en vías relacionadas con el transporte (30), vías de introducción de organismos vivos (25) y vías misceláneas (14) (vías que quedan fuera de las dos categorías precedentes) (ANSTFS-NISC, 2007). A continuación se presentan las vías consideradas más importantes.

VÍAS INTENCIONALES

Acuicultura

A pesar de que las principales vías de introducción de especies exóticas son las aguas de lastre y las bioincrustaciones, la acuicultura también ha sido señalada como una vía de gran importancia (Taylor *et al*., 1984; Welcomme, 1992) y, debido al rápido crecimiento de este sector, se considera que tiene el potencial de convertirse en la mayor fuente de introducciones de especies acuáticas en Norteamérica (Courtenay, 1995). De acuerdo con la FAO, la acuicultura es responsable de 38.7% de los registros de especies exóticas en el mundo. A este respecto, se considera que las especies introducidas para acuicultura tienen mayor probabilidad de convertirse en invasoras, debido a que han sido sometidas a procesos de domesticación y selección para crecer rápidamente y poder resistir cambios en la red trófica o en el ambiente (Zambrano y Macías-García, 2000). Existen dos posibles vías para la introducción de especies en acuicultura: la introducción "voluntaria" de especies para su explotación acuícola y la introducción "accidental" de especies que se escapan de las operaciones acuícolas, así como de los parásitos y patógenos que van asociados a las especies que se desean producir (Naylor y Burke, 2005). Algunos de esos escapes pueden producirse a manera de "escapes por goteo", debido a pequeños errores en el funcionamiento de las instalaciones, en los que un número pequeño de organismos se escapan, mientras que los escapes a gran escala pueden producirse por tormentas, vandalismo, mamíferos marinos o errores humanos (McGinnity y Ferguson, 2003). Por ejemplo, entre 1987 y 1996 se documentó el escape de al menos un cuarto de millón de individuos de salmón del Atlántico en la costa oeste de Estados Unidos y otro escape de 350 000 sólo en 1997. También en diciembre de 2000 una tormenta originó el escape de 100 000 salmones de una sola granja en Maine, un número superior al estimado de salmones silvestres de la zona (Goldburg *et al*., 2001). Estos salmones compiten con los salmones nativos y la reproducción con las poblaciones silvestres locales ha alterado la diversidad del *pool* genético (García-Moreno, 2005; WWF, 2008). Las razones para la introducción de especies exóticas con fines de acuicultura han sido muy diversas; sin embargo, destacan: *a*] la preferencia por cuestiones económicas (precio y potencial de exportación) (FAO, 1997). Dentro de este contexto, se han preferido las especies exóticas como una alternativa más simple para iniciar la acuicultura, debido a que las técnicas de cultivo están bien establecidas, mientras que muchas especies localmente disponibles no gozan de la aceptación del consumidor por razones culturales o mediáticas (Hershberger, 2000); *b*] como alternativa para compensar la sobreexplotación de las poblaciones naturales de algunas especies (Stickney, 2002); *c*] como intentos para sostener las capturas comerciales o la pesca deportiva (Hickley, 1998).

En el caso de México, a pesar de encontrarse entre los países considerados megadiversos, con gran cantidad de endemismos, principalmente en las aguas continentales, el desarrollo de la acuicultura se ha basado

en la importación de especies exóticas, con tecnologías diseñadas para otras regiones. La excepción ha sido el cultivo de camarón, que si bien como opción de inversión redituable ha sido la más exitosa, también ha causado, en no pocos casos, daños importantes a las poblaciones de manglares, con la consecuente alteración en los ecosistemas lagunares (Primavera, 1997). En el caso particular de las especies dulceacuícolas introducidas, su cultivo se ha desarrollado sobre todo de manera extensiva, ocasionando una gran dispersión en aguas interiores, y en algunos casos en pesquerías muy importantes (*e.g.*, de tilapia en las presas de Temascal e Infiernillo). De éstas, la trucha es la especie que mayor éxito ha alcanzado por la rentabilidad del cultivo, seguida del bagre. En los otros casos, aunque la tecnología de cultivo ha sido probada en otros países e incluso en México, no se han alcanzado tasas de rentabilidad tan atractivas como en los casos anteriores. Esto ha dado lugar a que la acuicultura en el país esté fundamentada en siete especies introducidas (carpa, tilapia, bagre, trucha, langostino, ostión japonés y mejillón) y sólo dos nativas (camarón y ostión americano) (Mendoza, 2001). Lamentablemente, de lo anterior también se deriva la dependencia creada por la importación de tecnologías de cultivo, particularmente de aquellos insumos que se requieren a lo largo del proceso de producción y que es necesario importar, como alimentos, medicamentos, equipos y materiales diversos. A continuación se presenta una sinopsis de las principales especies que se han venido introduciendo a México con propósitos de producción comercial por acuicultura, sin considerar los impactos que éstas han tenido ya que este punto será analizado más adelante.

Introducción de especies exóticas de peces

Aproximadamente 17% de la producción mundial de peces es de especies exóticas. A este respecto, Arredondo-Figueroa y Lozano-Gracia (2003) reportan que en México son 134 las especies acuáticas que se cultivan: 44 son peces, 29 de ellos de agua dulce (13 especies exóticas y 16 nativas) y los demás salobres o marinos. Sin embargo, cabe señalar que, de las 16 especies nativas, la mayoría han sido sembradas en sistemas abiertos más allá de su área de dispersión natural, lo que no sólo las convierte en traslocadas, sino que sus impactos ya han sido registrados (Contreras-Balderas *et al.*, 2008).

Carpas (ciprínidos). La introducción de carpas a México ha sido documentada por diferentes autores. Sin embargo, dado que la mayor parte datan del siglo pasado, los registros son controversiales. Pero no hay duda de que las introducciones comenzaron a fines de 1800 (Cházari, 1884; Juárez y Palomo, 1988; Bermúdez Rodríguez *et al.*, 2000). A partir de 1956 el "Programa de Piscicultura Rural" popularizó el cultivo de estos peces con la introducción y siembra en cuerpos de agua de todo el país. Entre los ciprínidos que actualmente se propagan en México destacan la carpa común (*Cyprinus carpio communis*), espejo (*C. carpio speculanis*), barrigona (*C. carpio rubrofuscus*), dorada (*Carassius auratus*), herbívora (*Ctenopharyngodon idellus*), plateada (*Hypophtalmichthys molitrix*), cabezona (*Aristhychthys nobilis*), brema (*Megalobrama amblycephala*) y negra (*Mylopharyngodon piceus*) (DOF, 2012). Este grupo de especies ha sido ampliamente distribuido en México y se encuentran en 80% de los cuerpos de agua dulce. El motivo para la introducción de carpas siempre ha sido el mism o "para fortalecer la oferta de productos de alto valor nutricional en el medio rural" (Cházari, 1884; Bermúdez Rodríguez *et al.*, 2000). Adicionalmente, la carpa herbívora también fue introducida para el control de las malezas acuáticas (Contreras y Escalante, 1984).

Hoy día, las carpas forman parte de las especies que soportan el grueso de la producción acuícola en aguas continentales de México y su propagación se realiza sobre todo desde los centros acuícolas de la Sagarpa, en particular el de Tezontepec, que actualmente produce carpa brema, barrigona, espejo, cabezona, herbívora, plateada y negra. Desde sus inicios, la producción de carpa fue orientada a sistemas extensivos y de cultivo rural, por lo que en la mayoría de los casos lograron establecerse. Por su volumen, la producción pesquera de carpa en México ocupa el séptimo lugar nacional, y durante el periodo de 2000 a 2010 el volumen promedio fue de 25 061 ton/año, mientras que la producción de crías en centros acuícolas federales fluctuó entre 5 y 60 millones por año en el mismo periodo. Actualmente se encuentra distribuida en casi todos los estados, con excepción de Yucatán, Quintana Roo y Chiapas. Es una especie que se encuentra establecida en México (DOF, 2012).

Trucha arcoíris. La primera introducción en ríos y lagos de México de crías de trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*) proveniente de Estados Unidos se realizó también a fines del siglo XIX (Álvarez del Villar, 1970). En 1937

se inicia la estación piscícola de Almoloya del Río y en 1943 empieza a operar el Centro Acuícola El Zarco, que marca el inicio de la explotación comercial de esta especie. El motivo original para la introducción de trucha en México fue la repoblación de los ambientes naturales, principalmente en ríos y embalses de zonas frías y templadas (Sosa *et al.*, 2000), y posteriormente se consideró su utilización en la acuicultura. Otras especies de salmónidos introducidos en México son la trucha café (*Salmo trutta*) proveniente de Europa, al igual que la trucha de arroyo (*Salvelinus fontinalis*).

Actualmente, la producción de trucha arcoíris en México está sustentada por aproximadamente 104 granjas, de las cuales la mayoría son rurales con bajas tasas de producción (Hernández-Martínez, 2002). No obstante, se observa un crecimiento de esta actividad que se ve reflejado en la producción de cerca de 13 millones de crías, que dependen de la importación de huevo "oculado" de Estados Unidos (Sosa *et al.*, 2000), la cual llegó a 11 570 000 huevos "oculados" de trucha en 2010 (DOF, 2012). La trucha ha sido introducida y está establecida en el Estado de México, Tamaulipas, Durango, Chihuahua, Puebla, Coahuila, Nuevo León, Zacatecas, San Luis Potosí, Jalisco, Guanajuato, Querétaro, Hidalgo, Michoacán, Tlaxcala, Morelos, Veracruz, Guerrero, Oaxaca y Chiapas.

Tilapia. La introducción de los primeros ejemplares de tilapia en México fue con individuos procedentes de la Universidad de Auburn, en 1964, de las especies *Tilapia rendalli* (melanopleura), *Oreochromis aureus* (identificada como *O. niloticus*) y *O. mossambicus* (Morales, 1974). Inicialmente fueron depositadas en el centro piscícola Temascal, en Oaxaca, y transferidas a la presa Miguel Alemán, en donde dos años después se capturaban ejemplares de talla comercial de las tres especies. En 1978 se introdujo *O. niloticus* procedente de Panamá. En 1981, la Secretaría de Pesca importó de Florida *O. mossambicus* y *O. urolepis hornorum* para la producción de híbridos machos. En 1986 se importó nuevamente *O. niloticus* de la Universidad de Stirling y la variedad "Rocky Mountain" de Estados Unidos, más resistente a las bajas temperaturas. Igualmente se importaron de Cuba *O. aureus* y otras variedades (Sosa *et al.*, 2000).

Actualmente, estas especies se distribuyen en una gran cantidad de cuerpos de agua naturales y artificiales (DOF, 2012). Las continuas introducciones de tilapia se deben a dos factores principales. En primer lugar, la tilapia se convirtió en una importante pesquería en un tiempo muy corto, lo que originó la producción bajo el concepto de "pesquerías derivadas de la acuicultura". El éxito de este programa se refleja con la siembra de los primeros lotes de Temascal en la presa Infiernillo en 1972, que para 1983 ya producía 14 000 toneladas anuales, siendo entonces la pesquería más importante de aguas continentales de Latinoamérica. El segundo factor fue el auge internacional del cultivo de tilapia, motivado por numerosos fracasos de otras especies, entre los que destacan la incidencia de virus en los cultivos de camarón, lo que facilitó la introducción de tilapia como una alternativa, complementándose luego con el policultivo de tilapia y camarón a partir de 1995. En estas circunstancias, México se consolidó como el mayor productor de tilapia en América (Castillo-Campo, 2001). La distribución de la tilapia en nuestro país es muy amplia, encontrándose en todos los estados (Conapesca, 2010). Dentro de la lista de especies exóticas que publicó la Conabio (2012), se indica que la especie se encuentra establecida, lo cual se confirma en la carta nacional acuícola (DOF, 2012). La mayoría de los centros acuícolas de la Sagarpa producen crías de tilapia, siendo la especie más producida, con 20.1 millones de organismos en 2010 (Sagarpa-Conapesca, 2010); de éstas, la gran mayoría son sembradas en diversos cuerpos de agua, como presas, estanques, lagunas, bordos y otros (dragados, jaulas, jagüeyes, represas, tinas y pilas) (Sagarpa-Conapesca, 2011).

Bagre de canal. Una de las especies más importantes para la acuicultura del país es *Ictalurus punctatus*, nativo de la cuenca del Río Bravo, al norte del país. Sin embargo, la línea genética del bagre que actualmente se cultiva se importó de Estados Unidos y fue introducida en los años 1975 y 1976, mientras que las poblaciones silvestres de bagre de canal no fueron domesticadas para acuicultura (Marín *et al.*, 2000); por ello, esta especie es reconocida desde hace más de una década como especie invasora (DOF, 2012). Existen otras especies de bagres nativas cuya distribución se ubica en climas tropicales y subtropicales. Sin embargo, *I. punctatus* se introdujo considerado el enorme éxito que tuvo en Estados Unidos y ante la falsa expectativa de que una gran parte de la producción se iba a exportar a ese país.

Actualmente, la producción de bagre se realiza sobre todo en los estados de Aguascalientes, Baja California, Chihuahua, Coahuila, Colima, Durango, Guerre-

ro, Guanajuato, Hidalgo, Jalisco, México, Michoacán, Nuevo León, Puebla, Querétaro, San Luis Potosí, Sonora, Sinaloa, Tamaulipas y Zacatecas (DOF, 2012). Es importante señalar que sólo tres estados (Chihuahua, Coahuila y Durango) producen crías para la distribución (DOF, 2012). Las crías son producidas en laboratorios privados y en centros acuícolas de la Sagarpa; estos últimos reportaron cerca de un millón de crías en 2011.

Bagre basa. Los bagres basa pertenecen a la familia Pangasiidae de los deltas de los ríos Mekong (Vietnam) y Chao Praya (Tailandia). Cuatro de sus especies tienen elevado interés comercial y de cultivo, sumando una de ellas, *Pangasius hypophthalmus*, 95% de la producción. La rápida expansión del cultivo se ha logrado por la intensificación (300 ton/ha) y por la ampliación de las zonas de cultivo. De la producción acuícola, 60% es exportado; en 2007 se importaron 14 324 ton de filete a México (CANAEST, 2008), por lo cual ha sido considerado un pez muy importante para la acuicultura y se ha sugerido que los países en occidente reconozcan y formulen una estrategia relacionada para el cultivo del bagre basa (McGee, 2010). Esto ha llamado la atención de productores en México y se ha iniciado su cultivo en Yucatán y Morelos. Sin embargo, actualmente se realiza un análisis de riesgo, lo cual es muy importante sobre todo para hacer respetar las normas existentes. Igualmente, no han sido considerados los reportes de estas especies respecto a los riesgos de escapes y potencial invasor, así como de problemas sanitarios por contaminación biológica realizados en India y Nueva Zelanda (Lakra y Singh, 2010).

Introducción de especies exóticas de crustáceos

A pesar de contar con nueve especies de camarones nativos, entre las cuales se encuentran dos de las principales especies cultivadas en el mundo (*Litopenaeus vannamei* y *L. stylirostris*), algunos acuicultores e investigadores se vieron seducidos por las cualidades de otras especies asiáticas, en particular de *Farfantepenaeus monodon*, y decidieron introducirlo al país. Se desconoce si lo liberaron accidental o intencionalmente. El resultado es que en una recolecta de organismos silvestres en 1990 en el estado de Sinaloa se encontraron larvas de esta especie (Córdoba Murueta *et al.*, 1994). Posteriormente, se reportan experimentos nutricionales llevados a cabo en Baja California en 1994 (Acosta Ruiz *et al.*, 1997). La especie no parece haberse establecido, a pesar de que hubo otros intentos para introducirla al país. Actualmente se están capturando ejemplares de *F. monodon* en la costa este de Estados Unidos, y se han encontrado tan al sur como en Florida (NAS, 2012) así como en las costas de diferentes estados de México (L. Carreón y A. Wakida, com. pers.). Al mismo tiempo, *L. vannamei*, de amplia distribución en las aguas del Pacífico occidental mexicano (Hendrickx *et al.*, 1996), ha sido introducido repetidamente en granjas ubicadas en la vertiente del Golfo de México y debido a su importancia acuícola se registra su producción en Campeche y Tamaulipas desde finales de 1980. Balboa *et al.* (1991) mencionan la presencia de este camarón en las costas de Texas y, recientemente, se ha registrado su presencia en el medio silvestre (Wakida *et al.*, 2011).

Por otra parte, el acocil de quelas rojas, *Procambarus clarkii*, es el cambárido que ha sido introducido en el mayor número de países del mundo (Gherardi, 2007). En México su distribución natural abarca algunas regiones de Nuevo León, Chihuahua y Coahuila. Sin embargo, fue introducido en el centro-oeste de Tamaulipas, Sonora, centro de Nuevo León, Baja California y la cuenca del Río Colorado a partir de 1982. En el país, las pesquerías de diversas especies nativas del género *Procambarus*, así como la de *P. clarkii*, son consideradas artesanales y no hay datos de los valores de producción (Huner, 1995; DOF, 2012). Se presenta como exótico en el centro-oeste de Tamaulipas, centro de Nuevo León y occidente de Chihuahua, Sonora y Baja California (Campos y Rodríguez-Almaraz, 1992).

A su vez, el langostino *Macrobrachium rosenbergii*, procedente de Malasia, se introdujo en septiembre de 1973 en Sinaloa para su estudio (Ponce y Arana-Magallón, 2000). Posteriormente se hicieron introducciones procedentes de Honduras, Hawái y otros países, ampliando su distribución a localidades de Guerrero y Veracruz (Arredondo, 1983). En 1978 el Departamento de Pesca construyó los centros acuícolas “El Real”, en Veracruz, “El Carrizal”, en Guerrero, y “Chametla”, en Sinaloa, en los cuales se cultivó la especie. Las operaciones comerciales han sido poco exitosas ya que los rendimientos máximos reportados alcanzaron en promedio sólo 700 kg/ha/año, mientras que los rendimientos obtenidos en el Caribe y Sudamérica eran de 3 000 kg/ha/año, por lo que se redujo drásticamente el número de granjas entre los años ochenta y noventa (Lorán-Núñez *et al.*, 2000). Actualmente, el único centro que produce langostino es “El Carrizal”, en Guerre-

ro. El langostino se ha cultivado comercialmente en los estados de Guerrero, Oaxaca, Morelos, México, Hidalgo, Querétaro, Michoacán, Guanajuato, Colima, Jalisco San Luis Potosí y Tamaulipas (DOF, 2012).

Otro intento fallido en la historia de la acuicultura del país lo constituye la introducción en México de la langosta de tenazas rojas o *redclaw* (*Cherax quadricarinatus*) nativa del noroeste de Australia (Jones y Curtis, 1994). De acuerdo con Arredondo (2004), la primera introducción exitosa en México se realizó en 1995 desde el estado de Texas, Estados Unidos, como parte de un proyecto con la entonces Secretaría de Pesca. Dos instituciones fueron receptoras de los primeros ejemplares: el Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del IPN, Unidad Mérida, y la Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa. La introducción de la langosta australiana fue producto de la necesidad de revitalizar la golpeada industria del cultivo de camarón por la presencia de enfermedades de origen viral (Medley *et al*., 1994; Romero, 1997). Por otra parte, se argumentó que la tecnología para su producción ya estaba probada en el extranjero. Igualmente se consideró que su cultivo se podía llevar a cabo de forma similar a la manera en que se cultiva el langostino malayo, con la ventaja de que el cultivo de *Cherax* no requiere agua salobre para la fase larval (Arredondo *et al*., 1994). La producción de langosta de agua dulce no reporta grandes volúmenes ni perspectivas favorables para la acuicultura, ni mucho menos para el ambiente. Sin embargo, esta especie fue introducida en un escenario ambicioso que no consideró los aspectos nocivos tanto para la acuicultura como para los recursos naturales nativos (Zertuche, 2000). De acuerdo con la Carta Nacional Pesquera sólo se cultiva comercialmente en Morelos y Tamaulipas, y las directrices de aprovechamiento la señalan como invasora de alto impacto, por lo que debe evitarse su cultivo particularmente en aéreas naturales protegidas. En la lista de especies invasoras que ha publicado la Conabio (2012) se indica que la especie se encuentra establecida, lo cual se confirma en la carta nacional acuícola (DOF, 2012). Es evidente que no existe un registro preciso acerca de las condiciones de cultivo, mecanismos de contención y en particular de la comercialización, distribución y movilización de organismos vivos con fines de cultivo en territorio nacional en cualquiera de sus fases de desarrollo, lo cual incrementa los riesgos de dispersión y escape.

Introducción de especies exóticas de moluscos

El ostión japonés, *Crassostrea gigas*, fue introducido por primera vez en México en 1972, para llevar a cabo cultivos piloto en el estero Punta Banda, Ensenada, y en la Bahía de San Quintín, en Baja California (Arriaga-Becerra y Rangel-Dávalos, 1988). En el litoral del Pacífico, el cultivo del ostión japonés se ha intensificado, particularmente en Baja California y Baja California Sur, y la tecnología utilizada se encuentra a la vanguardia en esta región. Distintas unidades de producción se encuentran ubicadas en los estados de Baja California, Baja California Sur, Sonora, Sinaloa, Nayarit y Guerrero. En 2011 se registró un permiso de acuicultura de fomento en Oaxaca. En 2010 se reportó la importación de 458 millones de larvas, así como 42.5 millones de semillas procedentes de Estados Unidos y de Chile (DOF, 2012). La producción nacional de semillas de ostión japonés se obtiene en siete laboratorios privados con una capacidad total de 300 millones de semillas en 2010.

Introducción de especies exóticas de anfibios

El único reporte de introducción en el país es el de la rana toro (*Rana catesbeiana*) (Casas Andreu *et al*., 2001). Datos históricos indican que las primeras localidades en que se registró fueron Cadereyta, Nuevo León, en 1853, y Altamira, Tamaulipas, en 1898 (Kellogg, 1932). Para propósitos de acuicultura, la introducción fue realizada en 1993 por el gobierno del Estado de México, en el municipio de Villa Guerrero (Lili y Pineda, 1998). La falta de consumidores, su utilización para fines didácticos, la fuga de ejemplares y su expansión libre en el medio natural han propiciado que la presencia de estas ranas se convierta en una seria fuente de peligro para numerosas especies nativas de batracios, insectos, aves, peces y reptiles de los que se alimentan; además es catalogada como especie invasora establecida (Conabio 2012; DOF, 2012). Entre otras cosas, la rana toro es portadora de la enfermedad conocida como quitridiomicosis, causada por el hongo *Batrachochytrium dendrobatidis*, que daña la queratina de la piel de los anfibios ocasionando una muerte prematura, y que ha provocado el actual declive de las poblaciones nativas de anfibios en el mundo (Beard y O'Neill, 2005). La rana toro ha sido introducida en por lo menos 16 estados (Baja California, Baja California Sur, Chihuahua, Distrito Federal, México, Michoacán, Morelos, Nayarit, Nuevo León, Puebla, San Luis Potosí, Sinaloa, Sonora, Tamaulipas, Veracruz y Yucatán) sin ningún control y sin determinar los posibles efectos ambientales que pudiese

generar. Existe un laboratorio en el Estado de México que tuvo una producción de 911 000 crías en 2009, y de 616 500 en 2010. En este estado se produjeron 90 toneladas de rana toro en 2008 (Casas-Andreu *et al.*, 2001; DOF, 2012).

Acuarismo

En las últimas tres décadas, la acuicultura y el acuarismo crecieron en el mundo a tasas superiores a 8% (Ramírez-Martínez, 2010; FAO, 2012), generando grandes beneficios económicos y sociales. Sin embargo, la expresión de los riesgos ecológicos relacionados con estas actividades productivas, como la introducción de especies exóticas potencialmente invasoras en ambientes acuáticos naturales y la propagación de enfermedades y parásitos, también se incrementó, e incluso se logró establecer la existencia de una relación directa entre el comercio mundial de peces ornamentales y la introducción de especies acuáticas no nativas potencialmente invasoras (Burgiel *et al.*, 2006; Revenga *et al.*, 2006). En consecuencia, actualmente se reconoce que el acuarismo es una importante vía de introducción de especies acuáticas invasoras en ambientes naturales dulceacuícolas en todo el mundo (Taylor *et al.*, 1984; Courtenay, 1995; Lassuy, 2000; Semarnat, 2005; Ramírez-Martínez y Mendoza-Alfaro, 2008). De acuerdo con Mendoza-Alfaro *et al.* (2009a) hay varias evidencias relacionadas con la presión del propágulo que apoyan esta hipótesis, dentro de las que se encuentran las siguientes: *a*] el aumento de las especies y variedades de peces que se producen, la importante frecuencia de introducción y la creciente cantidad de países a los que a diario se trasladan han incrementado las posibilidades de establecimiento de un mayor número de especies acuáticas potencialmente invasoras; se estima que anualmente se producen alrededor de 60 millones de toneladas de peces ornamentales en alrededor de 190 países en sistemas acuiculturales (FAO, 2012), y se calcula que anualmente se comercializan más de 1 500 millones de individuos (Ploeg, 2008) en 133 países importadores y 146 países exportadores (Huanqui Canto, 2002), que transportan por el mundo entre 800 y 1 000 especies diferentes (Tlusty, 2002); *b*] al aumentar la frecuencia de las introducciones aumenta la probabilidad de que un mayor número de especies invasoras se establezca; de las aproximadamente 115 especies introducidas en México, 67 ya se han establecido (Aguirre Muñoz y Mendoza Alfaro *et al.*, 2009); *c*] debido a la gran diversidad de especies y variedades de peces que a diario se comercializan y transportan en todo el mundo, y por el mejoramiento de las técnicas de empaque y la rapidez de los medios de transporte utilizados, se ha incrementado el riesgo de que se establezcan especies acuáticas invasoras de regiones distantes, por lo que la industria del acuarismo puede llegar a representar un alto riesgo para los ambientes acuáticos en estado natural (Fuller *et al.*, 1999; Tlusty, 2002). Internacionalmente, también, los criaderos de peces ornamentales constituyen una de las principales vías para la introducción de especies exóticas en el entorno natural. Esto es en parte debido al elevado número de especies y el continuo cambio de variedades de peces producidas, aunado a su cercanía a cuerpos de agua dulce naturales (Copp *et al.*, 2005). Se tiene conocimiento de especies que han escapado o fueron liberadas intencionalmente de instalaciones de cultivo de peces de acuario, y de otras que fueron introducidas por acuaristas ignorantes de las consecuencias. A esta vía se le atribuye la introducción de 65% de los peces exóticos en Estados Unidos y en el caso de México se ha reportado que existen poblaciones establecidas de diversas especies de peces ornamentales en nueve de las 10 provincias acuáticas del país (Ramírez-Martínez y Mendoza-Alfaro, 2005).

Actualmente, la producción y comercialización de peces de ornato en México produce ingresos superiores a 1 750 millones de pesos al año, y genera más de 40 000 empleos directos. En el país se comercializan al año aproximadamente 45 millones de peces de ornato de agua dulce, de los cuales 54% se producen en más de 250 granjas establecidas en 20 estados de la República; el 46% restante se importa primordialmente de Asia, pasando por Estados Unidos o Sudamérica (Ramírez-Martínez *et al.*, 2010).

En el país las importaciones de organismos acuáticos vivos constituyen una importante vía de ingreso de especies acuáticas no nativas potencialmente invasoras, lo que coincide con los resultados de diversas investigaciones realizadas en los últimos años (Taylor *et al.*, 1984; Welcomme, 1992; Lassuy, 2000; Bomford y Glover, 2004; Semarnat, 2005; Revenga *et al.*, 2006; Burgiel *et al.*, 2006; Mendoza-Alfaro *et al.*, 2009b). Sin embargo, se ha sugerido que el riesgo de establecimiento de una especie exótica en un ambiente acuático natural dependerá en gran medida de su origen biogeográfico y el tipo de sistema de producción del que provenga

(Ramírez-Martínez y Mendoza-Alfaro, 2005; Mendoza-Alfaro *et al.*, 2009a). Debido a esto, muchos peces importados de Asia, Europa y Estados Unidos tendrán menos probabilidad de sobrevivir en ambientes naturales del país al ser liberados, por haber sido cultivados en áreas controladas. En contraste, la mayoría de los organismos importados de Sudamérica, que son capturados en el medio silvestre en ambientes muy similares a los que se encuentran en México, tendrían mayores posibilidades de establecerse y propagarse al ser liberados, tal como ha ocurrido con algunos peces de las familias Cichlidae y Loricaridae (Contreras-MacBeath *et al.*, 1998; Mendoza-Alfaro *et al.*, 2007; Contreras-Balderas *et al.*, 2008; Mendoza-Alfaro *et al.*, 2009b).

Adicionalmente, los peces de ornato y las especies utilizadas en sistemas acuícolas presentan el riesgo de ser vectores de parásitos y enfermedades. De acuerdo con estudios realizados en México, diversas especies de peces asociadas al acuarismo y la acuicultura han servido como vectores de introducción de parásitos y enfermedades en ambientes naturales ubicados en diferentes cuencas, como la del Río Balsas (Scholz y Salgado-Maldonado, 2000; Jiménez-García *et al*, 2001; Salgado-Maldonado *et al.*, 2001a), las de los ríos Lerma y Santiago (Salgado-Maldonado *et al.*, 2001b), y la del Río Pánuco (Salgado-Maldonado *et al.*, 2004).

A pesar de la importancia y magnitud que tienen la producción, importación y comercialización de peces de ornato de agua dulce en México, las instituciones encargadas de promover y regular estas actividades productivas les han brindado poca atención hasta ahora, contribuyendo así a que estas actividades comerciales se realicen de manera no sustentable. Un riesgo adicional lo constituye el hecho de que tres de cada cuatro establecimientos que comercializan peces ornamentales en el país pertenecen al comercio informal, que no cumple con el marco normativo vigente, lo que provoca que los riesgos ecológicos que implica esta actividad productiva, como la introducción y propagación de especies exóticas en ambientes acuáticos naturales, se expresen con mayor frecuencia y peligrosidad (Ramírez-Martínez *et al.*, 2010).

En la medida en que la industria del acuarismo y la acuicultura en nuestro país continúen creciendo sin que se apliquen las regulaciones vigentes y se realicen las adecuaciones al marco normativo crecerá la posibilidad de que se incrementen los impactos ecológicos derivados de estas actividades productivas, repercutiendo en la pérdida de ambientes naturales y especies, cuyo costo será a corto plazo mayor que los beneficios económicos que actualmente generan.

Finalmente, la modernización de los sistemas de cultivo y comercialización, así como la aplicación de medidas preventivas como el Análisis de Riesgo y Control de Puntos Críticos (HACCP), además de la implementación de sistemas de bioseguridad ayudarían a disminuir sensiblemente los riegos ecológicos que derivan de la acuicultura y la industria del acuarismo en México.

Pesca deportiva y carnada viva

La vía más común para la introducción de peces exóticos en los ambientes dulceacuícolas de América del Norte es la pesca recreativa o deportiva; en la mayoría de los casos, los peces exóticos fueron introducidos intencionalmente por dependencias del gobierno para desarrollar o mejorar la pesca recreativa (Courtenay, 1993; Crossman y Cudmore, 2000). De hecho, casi la mitad de los peces dulceacuícolas no autóctonos introducidos de manera intencional en América del Norte fueron liberados para crear pesquerías deportivas y diversificar las oportunidades de pesca con caña (Fuller *et al.*, 1999; Crossman y Cudmore, 2000). Los peces exóticos destinados a la pesca deportiva se han introducido ante la ausencia de especies para ese propósito en algún cuerpo de agua en particular, o con la intención de tener especies más resistentes cuando los hábitats nativos, al ser transformados, se vuelven inapropiados para las especies nativas. También la contaminación y la identificación errónea de poblaciones han provocado frecuentemente liberaciones no intencionales de especies exóticas de peces destinados a la pesca recreativa (Barrett O'Leary *et al.*, 2001). Por ejemplo, muchas poblaciones de supuestas truchas de dorso verde nativas (*Onchorhynchus clarkii stomias)* fueron en realidad de otra subespecie de trucha, la del Colorado (*Onchorhynchus clarkii pleuriticus)*. El error se debió a la introducción de esta última en toda el área de distribución nativa de la trucha de dorso verde a finales del siglo XIX y principios del XX (Metcalf *et al.*, 2007). Lamentablemente, este tipo de introducciones se ha repetido en muchos otros países (Maezono y Miyashita 2003; Fugi *et al.*, 2008), con depredadores agresivos de hábitos piscívoros, y cuyo gran tamaño individual los hacen particularmente deseables para la pesca deportiva (Dextrase y Coscarelli, 1999). Estas

características contrastan con las de las especies nativas, muchas de las cuales son excepcionalmente vulnerables a los depredadores carnívoros introducidos, porque carecen de los rasgos necesarios para escapar de la depredación de las nuevas especies exóticas (Cox y Lima, 2006). En efecto, a pesar de que las especies exóticas piscívoras pueden alterar la biota nativa mediante interacciones competitivas, el efecto directo de la depredación es la causa más probable de declive o extirpación de muchas poblaciones de peces nativos (Moyle *et al.*, 1986; Ross *et al.* 1991). En un estudio reciente sobre la existencia de especies invasoras en la Laguna Madre, Mendoza *et al.* (2011) encontraron que la ruta principal de introducción de peces en esta región era el repoblamiento intencional para la pesca deportiva con especies que generalmente son depredadores activos (*e.g.*, *Morone saxatilis* y *Esox lucius*). Por otra parte, aunque existen 118 especies exóticas de peces en México, de un análisis en el que sólo se consideraron las vías de entrada de 101 de ellas, nueve especies de peces entraron por la vía de la pesca deportiva (Aguirre Muñoz y Mendoza Alfaro *et al.*, 2009). Entre estas especies destacan los salmónidos *Onchorynchus mykiss gairdnieri* y *Salvelinus fontinalis* y los centrárquidos *Micropterus dolomieui, M. salmoides, Pomoxis annularis* y *P. nigromaculatus* (Contreras Balderas, 1999b).

Una actividad íntimamente relacionada con la pesca deportiva es la producción de organismos que serán introducidos como carnada viva o como especies forrajeras para mantener a las especies exóticas piscívoras. Muchas especies exóticas de peces y de invertebrados se venden como carnada viva, convirtiéndose potencialmente en especies invasoras, así como los organismos asociados a éstas. Las especies utilizadas como carnada viva, que son enviadas a distancias importantes, tienden a ser resistentes. En general, son especies abundantes y de rápido crecimiento, que se reproducen rápidamente, seleccionadas por su capacidad para sobrevivir durante horas en una cubeta con agua estancada que puede variar en temperatura y salinidad. Los animales no utilizados a menudo son arrojados por la borda. Generalmente los organismos utilizados como carnada viva suelen ser peces o crustáceos, pero pueden ser moluscos o gusanos (anélidos) (Baker *et al.*, 2004). En Estados Unidos se estima que los organismos liberados por la vía de carnada viva en los ambientes dulceacuícolas constituyen más de 16% de las especies de peces exóticos (Fuller *et al.*, 1999). De acuerdo con Benson (2000), tres anfibios, siete crustáceos y 84 peces se han introducido por esta vía en la región del Golfo de México. De todos ellos, 34 se volvieron invasores en la región ecológica de la Laguna Madre (Mendoza *et al.*, 2011).

Por esta vía, en ocasiones, se introducen varias especies al mismo tiempo; por ejemplo, un estudio realizado por Cohen *et al.* (2001) reveló que las cajas de gusanos marinos usados como carnada viva en el estado de Maine contenían hasta 24 especies diferentes. Asimismo, Yarish *et al.* (2009) reportó que un paquete de gusanos vivos empaquetados con algas vendidos en Long Island Sound como carnada viva contenía 14 especies de macroalgas, dos especies de microalgas nocivas y 23 categorías diferentes de invertebrados: cinco especies de anfípodos, cuatro especies de gasterópodos, cuatro especies de moluscos bivalvos, tres especies de anélidos, dos especies de arácnidos, larvas de dos especies de insectos, un isópodo, un copépodo y un ostrácodo, lo que confirma que los gusanos vendidos como carnada viva y su embalaje pueden ser vectores de especies exóticas. En otro ejemplo, en un periodo de dos años, 66 000 ejemplares de los llamados "gusanos nucleares" *Namalycastis abiuma* fueron importados de Vietnam, a pesar de que en Maryland el Departamento de Recursos Naturales los tiene listados como especies con potencial invasivo (Moser y Leffler, 2010). Las principales especies exóticas de peces introducidas en México como carnada viva han sido principalmente los ciprínidos *Notemigonus crysoleucas, Cyprinella lutrensis* y *Pimephales promelas*, así como el fundúlido *Fundulus zebrinus*. Y como forraje se han introducido ocho diferentes especies de *Lepomis* y *Dorosoma petenense* (Contreras Balderas, 1999b). Ésta también es la vía por la cual se introdujo en varias partes del norte de México el langostino invasor *Procambarus clarkii* (Campos y Rodríguez-Almaraz, 1992).

Algo que vale la pena hacer notar es que dentro de las diferentes reglamentaciones concernientes a la pesca deportiva en México no existe ninguna regulación para el uso o disposición de carnada viva.

Alimento vivo

En el comercio de organismos vivos como alimento se incluyen especies marinas y estuarinas provenientes de la captura de poblaciones naturales y de las cosechas de poblaciones cultivadas de todo el mundo. Estos or-

ganismos, así introducidos en grandes áreas geográficas, pueden ser liberados o escapar en muchos hábitats diferentes que son vulnerables a la invasión. La expansión de los mercados de organismos exóticos vivos, que incluyen diferentes especies de peces, moluscos y crustáceos, ha aumentado las posibilidades de bioinvasiones, no sólo de las especies importadas, sino también de la fauna asociada al agua y los materiales utilizados para contenerlos. A pesar de este enorme riesgo, el comercio de organismos exóticos vivos recibe menos atención que otras actividades en las que se introducen especies exóticas, como el agua de lastre (Chapman *et al.*, 2003). Por ejemplo, el movimiento de las poblaciones de abulón de Sudáfrica a California en operaciones de maricultura introdujo por tuberías de salida abiertas a la zona intermareal rocosa adyacente el poliqueto parásito *Terebrasabella heterouncinata,* causante de que se detuviera la producción de abulón local y que afectó la utilización de las instalaciones durante años, con un costo de varios millones de dólares. Incluso con mariscos frescos o congelados existe el peligro de introducir patógenos o parásitos, por ejemplo, los virus encontrados en camarones y en el arenque congelado (Lightner *et al.*, 1997; Moser y Leffler, 2010).

Chapman *et al.* (2003), al estudiar los moluscos vivos que se venden en los mercados de la costa oeste de Estados Unidos, encontró que existían 37 especies de bivalvos. En su lugar de origen estas especies habitan en aguas marinas o estuarios en latitudes entre los 30º y 60º, y sobreviven en condiciones similares durante su envío y almacenamiento. Veinticuatro de estas 37 especies resultaron exóticas para el Pacífico noreste. Dieciséis de las 24 especies exóticas tienen distribuciones distintas en las costas opuestas de los continentes o se presentan en diferentes continentes. Las restantes 13 especies se encuentran introducidas en algún lugar del mundo fuera de sus áreas de distribución naturales, poniendo así de manifiesto el riesgo de introducción de especies exóticas por esta vía.

Las introducciones del cangrejo verde (*Carcinus maenas*) y del cangrejo chino (*Eriochier sinensis*) en la Bahía de San Francisco también están asociadas con el comercio de organismos vivos para alimento. La invasión de *E. sinensis* en la Bahía de San Francisco fue probablemente el resultado de la liberación de algunos cuantos individuos adquiridos inicialmente en Asia (Cohen y Carlton, 1997), mientras que la introducción de *C. maenas* probablemente comenzó con unos pocos individuos asociados con algas que fueron tiradas al mar (Cohen *et al.*, 1995). Las algas se utilizaron en su origen como material de embalaje para langostas vivas. Varios organismos de agua dulce también han sido introducidos así por esta vía. Un caso notable es el de los peces del género *Channa*, conocidos como cabeza de serpiente (*snake heads*). Muchas especies de cabeza de serpiente gozan de popularidad como alimento en varias partes de Asia, incluida India, en donde constituyen un recurso alimenticio para los habitantes locales, además de ser muy valorados para su exportación a muchos países del mundo (Courtenay y Williams, 2004). Algunas de estas especies se han relacionado con el comercio de alimento vivo en América del Norte. Cudmore y Mandrak (2009) reportan importaciones del orden de los 2 000 kg en el año 2000 en Canadá, y de más de 15 000 individuos en Estados Unidos para el año 2002. Estos peces están considerados como especies invasoras de alto impacto por ser depredadores voraces, y su potencial invasivo ha sido comprobado en varios países (USGS, 2004). Dentro de esta vía también se encuentran las especies introducidas para servir como alimento vivo a otros animales. Por ejemplo, Zambrano y Macías García (2000) señalan el movimiento de peces para alimentar cíclidos, tortugas y serpientes, y atribuyen a este tipo de introducción la dispersión de algunas especies de poecílidos en el Altiplano mexicano.

Control biológico

Una de las razones por las que algunas especies no nativas se vuelven invasoras es que los factores naturales (competidores, depredadores, agentes patógenos, etc.) que las mantienen bajo control en su hábitat nativo no están presentes en los ecosistemas invadidos. En ocasiones estos agentes de control biológico naturales pueden ser traídos de sus hábitats nativos para controlarlas también en su nuevo hábitat. Si el agente en verdad es selectivo y sólo daña a las especies no nativas que se pretende controlar, la estrategia puede funcionar bien. Sin embargo, en ocasiones la nueva introducción puede ocasionar otros problemas por sí misma y agravar la situación, ocasionando un daño más a las especies nativas o sus hábitats (USFW, 2009). Aunque en el ambiente acuático los casos de introducciones por control biológico son escasos, destacan los siguientes: la invasión en diversas partes del mundo

del caracol invasor *Melanoides tuberculata,* introducido para desplazar al caracol portador de esquistosomiasis *Biomphalaria glabrata* (Facon *et al.*, 2003); la invasión mundial de *Gambusia affinis* introducido para controlar las larvas de mosquito (Oscoz *et al.*, 2008); la invasión del sapo *Buffo marinus* en Australia para controlar las plagas de la caña de azúcar (Shine, 2010).

Asistencia social

La asistencia social es una de las vías de introducción de especies exóticas más controvertidas. Durante décadas se han implementado proyectos para mejorar la realidad social, económica y política de las personas en países en vías de desarrollo mediante programas de seguridad del agua, agricultura, acuicultura y pesca. Hasta hace poco, estos proyectos se realizaban en general sin mucha consideración sobre sus impactos en los ecosistemas circundantes, que sostienen en última instancia a las comunidades locales. Lamentablemente, muchas especies se han introducido por medio de agencias internacionales por esta vía (Contreras-Balderas, 1999b). En muchas ocasiones se ha preferido el cultivo de especies exóticas a las locales, ya que son las exóticas (*e.g.*, carpas y tilapias) las que conocen mejor los expertos internacionales (Msiska y Costa-Pierce, 1991). En otras ocasiones, estas especies se han sembrado en aguas abiertas, sin ninguna asesoría sobre los posibles impactos y por supuesto sin ningún programa de monitoreo (Gutiérrez y Reaser, 2005). Hoy existen evidencias sólidas de que este tipo de actividades ha aumentado de manera creciente la introducción de especies que subsecuentemente se han convertido en invasoras (Murphy y Cheesman, 2006).

VÍAS NO INTENCIONALES

Agua de lastre

El transporte en buques por los océanos del mundo constituye la actividad humana más antigua que ha provocado la introducción de especies marinas de manera no intencionada, toda vez que a lo largo de siglos se han transportado organismos incrustantes o perforantes adheridos a los cascos de los navíos (Salles Vianna da Silva *et al.*, 2004). En la actualidad el agua de lastre y los sedimentos asociados son reconocidos como los contaminantes con las mayores consecuencias ecológicas y económicas del mundo (Cohen y Carlton, 1995).

Los buques cargueros requieren lastre para mantener su seguridad durante la travesía, para maniobras, aumentar el calado, ajustar la propulsión y también para compensar las pérdidas de peso por consumo de combustible y agua (Committee on Ship's Ballast Operations, 1996).

En el pasado el lastre de los buques cargueros era sólido, lo que causaba inestabilidad, sobre todo en los momentos de embarque y desembarque de carga en los puertos; a partir de los años 1870 a 1880, el agua de mar tomada en los puertos de origen empezó a ser usada como lastre durante las travesías y descargada en los puertos de llegada, una vez que la mercancía era cargada (Carlton y Geller, 1993).

Debido a que en promedio 80% de los productos del comercio mundial son trasportados por buques cargueros, el agua de lastre y los sedimentos asociados son un vehículo importante para la transportación de organismos de una región a otra. De esta manera, se ha convertido en uno de los principales vectores para la introducción de especies acuáticas no indígenas (EANI) o exóticas, que causa grandes impactos ecológicos en los ecosistemas marinos, y es una de las principales amenazas a la biodiversidad marina, ocasiona perjuicios a la salud humana y graves afectaciones económicas a las actividades pesqueras y acuaculturales (Hallegraeff y Bolch, 1992; Salles Vianna da Silva *et al.*, 2004).

Se estima que alrededor de entre 3 000 y 12 000 millones de toneladas de agua de lastre son transportadas por los océanos del mundo cada año (European Commission, 2013), con una tasa de vertido de agua de lastre en los puertos de 600 a 1 000 m^3 por hora (Tjallingii, 2001); se calcula que Australia y Estados Unidos reciben, cada uno, más de 79 millones de toneladas de agua de lastre anualmente en sus puertos y que cada buque acarrea 100 toneladas de sedimento (Hines *et al.*, 2003). Por ello, aunque el número real de especies introducidas por este medio es difícil de determinar, se cree que más de 3 000 especies son transportadas diariamente en los tanques de agua de lastre de los buques cargueros en conjunto (Wickramasinghe, 2012), varias de las cuales han establecido nuevas poblaciones en aguas extranjeras con afectaciones ecológicas y ambientales importantes (Carlton y Geller, 1993).

Se han definido como exóticos, alienígenos, no nativos, no indígenas, invasores o indeseables los orga-

nismos o cualquier material biológico capaz de propagar la especie, incluidas semillas, huevos, esporas, quistes, etc., que son introducidos en un ecosistema sin tener registros anteriores (Committee on Ship's Ballast Operations, 1996). De esta manera, en términos de biodiversidad, el agua de lastre y la incrustación de especies en los cascos de los buques (Ferreira *et al*., 2004; Otami, 2006) se comportan como corredores oceánicos, eliminando las barreras naturales que separan y mantienen la integridad de los ecosistemas y con ello aumentando la homogeneidad (cosmopolitismo) de la flora y fauna de todo el mundo (Hallegraeff y Bolch, 1992; McCarthy y Crowder, 2000).

Además se ha señalado que los impactos causados por las EANI en general son irreversibles y que en el ambiente marino este problema se agudiza por el hecho de que virtualmente todas las especies marinas tienen en su ciclo de vida uno o varios estadios planctónicos, que son los que se transportan con más facilidad en el agua de lastre de los buques (Carlton, 1985).

Se ha calculado que alrededor de 100 especies marinas trasladadas desde otras regiones han resultado invasoras desde 1990 (34ª Sesión del Comité de Protección del Ambiente Marino, de la Organización Marítima Internacional, Londres, julio de 1993) y se menciona que la velocidad de nuevas invasiones por agua de lastre se ha incrementado en las últimas décadas (Carlton, 1987; Cohen *et al*., 1998). De hecho se señala que más de 50% de las especies consideradas amenazadas o en peligro de extinción han sido afectadas por especies no nativas invasoras.

La introducción de EANI en un nuevo hábitat constituye un riesgo ambiental y económico; en condiciones ambientales favorables (ausencia de depredadores, parásitos y competidores naturales), los organismos exóticos pueden llegar a producir altas densidades poblacionales y, una vez establecidas, difícilmente pueden ser erradicadas. El establecimiento de una especie exótica depende de varios factores, entre los que se encuentran las características biológicas de la especie involucrada y el número de individuos introducidos, así como las condiciones del ambiente en el cual han sido introducidos, el clima, la disponibilidad de alimento y la competencia con especies nativas. Si los puertos de carga y descarga son ecológicamente semejantes, el riesgo de introducción de especies se eleva. En general, los organismos provenientes de puertos tropicales no sobreviven en aguas polares, frías o templadas, y viceversa (Carlton, 1996).

Los puntos de descarga son claves para la colonización de especies exóticas, y las áreas resguardadas son las más susceptibles a las invasiones (Salles Vianna da Silva *et al*., 2004; Nehring, 2006).

Los riesgos del agua de lastre y los sedimentos asociados han aumentado recientemente por tres razones:

1. El incremento en el número de buques cargueros y con ello en la cantidad de agua de lastre (Okolodkov *et al*., 2007).
2. La mejora de los motores de los buques ha disminuido el tiempo de los viajes, posibilitando la sobrevivencia de un mayor número de organismos (McCarthy y Crowder, 2000).
3. El incremento de especies productoras de florecimientos algales nocivos (FAN) en las zonas costeras hace que sea más frecuente que, junto con el agua de lastre, se incluyan poblaciones con un número elevado de organismos nocivos, que al ser descargadas en otras localidades puedan convertirse en invasoras (Hallegraeff y Bolch, 1992).

Entre las principales afectaciones causadas por las especies invasoras están las siguientes:

a] Problemas de salud. Se ha comprobado que en el agua de lastre se transportan microorganismos (*Vibrio cholerae, Escherichia coli*, *Clostridium perfringens*, *C. botulinum*, *Salmonella* spp. y enterovirus), causantes de enfermedades importantes como el cólera y parasitosis que afectan a humanos, animales y plantas, incluyendo especies para acuicultura (Hallegraeff y Bolch, 1992; Casale, 2002). Además, se ha mencionado que el agua de lastre y los sedimentos asociados están relacionados con el hecho de que los FAN hayan incrementado globalmente su frecuencia, así como su intensidad y distribución geográfica, sobre todo en el caso del dinoflagelado planctónico tóxico *Gymnodinium catenatum*, causante del envenenamiento paralítico por consumo de mariscos (EPM) (Smayda y Shimizu, 1993; Hallegraeff y Bolch, 1992, Hallegraeff *et al*., 2012; Ribeiro *et al*., 2012).

b] Impactos ecológicos sobre especies nativas, por ejemplo entrecruzamiento y afectación del hábitat (Meinesz *et al*., 1993).

c] Contaminación, por ejemplo bloqueo de tuberías y malos olores causados principalmente por moluscos bivalvos (Herber *et al*., 1989).

Estas afectaciones traen consigo consecuencias económicas relevantes, gastándose millones de dólares en el control y erradicación de especies invasoras o patógenas.

Las EANI o especies exóticas pueden convertirse en invasoras cuando sus poblaciones exóticas han logrado establecerse y dispersarse de manera sostenida, ocasionando efectos negativos en la biodiversidad autóctona, disturbios ambientales, en la economía o en la salud humana (Hallegraeff y Bolch, 1992).

Algunas especies exóticas pueden estar presentes en un lugar determinado sin causar daños durante largos periodos y por lo tanto pasar inadvertidas. Por ello en ciertos casos, debido al lapso que puede transcurrir entre el evento de introducción y el de dispersión, es imposible trazar los pasos que trajeron esa especie al nuevo hábitat (Ribeiro *et al.*, 2012).

En todo el mundo se han reconocido las siguientes especies introducidas por agua de lastre como las más destacadas por sus efectos negativos:

a] La bacteria *Vibrio cholerae*. En 1961 hubo una epidemia de cólera en Indonesia que volvió a ser importante en 1992. En 1991-1992, en Estados Unidos se detectó la presencia de *V. cholerae* en agua de lastre de buques procedentes de América del Sur, con salinidades de 12 a 32 ppm, lo que indica su capacidad de sobrevivencia en el medio ambiente estuarino y marino (McCarthy y Khambaty, 1994; Simanjuntak *et al.*, 2003).

b] Los dinoflagelados tóxicos *Gymnodinium catenatum* y *Alexandrium* spp. Estas microalgas productoras de saxitoxinas causantes del EPM tienen estadios de dormancia denominados hipnoquistes, con los cuales pueden sobrevivir fácilmente en los tanques de lastre y de esa manera fueron introducidos desde Japón hasta Australia, afectando severamente las pesquerías y la acuicultura de este país (Hallegraeff y Bolch, 1992; Hallegraeff *et al.*, 2012).

c] La macroalga *Caulerpa taxifolia*. Esta clorofita nativa de los mares tropicales fue introducida de manera accidental en el Mediterráneo y, dada su capacidad de reproducción por fragmentación, fue dispersada por buques y embarcaciones domésticas en Europa. En 1987 se encontró como un manchón de 1 m^2 cerca de Mónaco; para 1991 se reportó ya cubriendo una superficie de alrededor de 30 ha y para 1996 de cerca de 3 000 ha (Meinesz y Hesse, 1991). Actualmente cubre millares de hectáreas en las costas de Francia, España, Italia y el Mar Adriático. Esta especie ha sustituido a otras algas nativas, limitando el hábitat de peces e invertebrados y afectando su sobrevivencia (Meinesz y Hesse, 1991, Meinesz *et al.*, 1993, Meinesz y Boudouresque, 1996).

d] El ctenóforo *Mnemiopsis leidyi*. Esta especie originalmente endémica de la región del Atlántico norte de América fue registrada por vez primera en 1982 en el Mar Negro, de donde se extendió en 1988 hacia el Mar de Azov, en 1990 al Egeo y en 1992 al Mar de Mármara. Para 1999 ya había llegado al Mediterráneo y al Caspio (Shiganova *et al.*, 2001). Para 1997 sus densas poblaciones habían causado la extinción de especies nativas de ctenóforos y una disminución importante en la pesquería de anchovetas (GESAMP, 1997).

e] El mejillón-cebra *Dreissena polymorpha*. Esta especie de bivalvo nativa de Europa fue introducida por agua de lastre en América y se estableció en la región de los Grandes Lagos, en Estados Unidos; actualmente habita 40% de los ríos de ese país en ambas costas (Gauthier y Steet, 1996). Fue detectado en California desde 2008 y también en la zona fronteriza con México (Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras, 2010). En Estados Unidos esta especie ha provocado pérdidas económicas de millones de dólares en actividades de control y desbloqueo de tuberías (Herber *et al.*, 1989).

Otras especies introducidas en Australia por el agua de lastre son el alga *Undaria pinnatifida*, la estrella de mar *Asterias amurensis*, el cangrejo *Carcinus maenas* y el poliqueto *Sabella spallanzanii* (Hallegraeff y Bolch, 1992).

En Brasil también se han registrado especies exóticas en áreas con flujo importante de buques cargueros, entre las cuales se han citado los crustáceos decápodos: *Pyromaia tuberculata*, *Scylla serrata*, *Charybdis (Charybdis) hellerii*, el bivalvo *Isognomon bicolor* y dos especies de corales: *Stereonephthya* aff. *curvata* y *Tubastraea coccinea* en la región de Cabo Frío y en la Bahía de Isla Grande (Salles Vianna da Silva *et al.*, 2004; Costa-Fernandes *et al.*, 2004). Recientemente también se ha documentado la introducción del mejillón dorado, *Limnoperna fortune*, que ya ha causado problemas en los equipos de la hidroeléctrica de Itaipu (Fontes Junior, 2002).

Varios estudios han demostrado que cerca de 50 000 especies de zooplancton y 10 millones de célu-

las de fitoplancton pueden ser encontradas en un metro cúbico de agua de lastre (Subba Rao *et al.*, 1994) y también más de 300×10^6 quistes del dinoflagelado tóxico *Alexandrium tamarense* se han contado en sedimentos de agua de lastre de un solo buque en estudios realizados en Australia (Hallegraeff y Bolch, 1992).

Desde 1948, la Organización Marítima Internacional (OMI) es la agencia especializada de la ONU, encargada de regular en términos legales el transporte y las actividades marítimas, así como la prevención del medio ambiente. El tema de agua de lastre es prioritario en las Convenciones de la Comisión Internacional para la Salvaguarda de la Vida Humana en el Mar (SOLAS) y en la Convención Internacional para Prevenir la Contaminación por Buques (MARPOL), así como en el Comité de Seguridad Marítima (MSC) y en el Comité de Protección del Ambiente Marino (MEPC), creados para discutir aspectos de prevención, seguridad y contaminación marinas, y los cuales han reconocido claramente la posibilidad de que las descargas de agua de lastre puedan causar problemas ecológicos y ser un vehículo para la propagación de bacterias causantes de epidemias (Salles Vianna da Silva *et al.*, 2004).

Desde 1993, el MEPC ha estado trabajando en la elaboración de recomendaciones y normas legales para disminuir los riesgos del agua de lastre y su implementación en la Asamblea de la OMI, llegando en 1997 a la resolución 868(20), relativa a las directrices para controlar la descarga de agua de lastre de buques cargueros. Dichas recomendaciones, todavía no obligatorias, se propusieron para limitar la transferencia de organismos acuáticos indeseables o patógenos por agua de lastre, solicitando a los gobiernos emprender acciones para aplicar dichas recomendaciones y minimizar riesgos. El propósito de tales recomendaciones es el de auxiliar a los gobiernos y las autoridades relacionadas con el tema (comandantes de navíos, autoridades portuarias, operadores y armadores de navíos) para minimizar los riesgos de introducción de especies exóticas por el agua de lastre y sedimentos asociados, al mismo tiempo que observar la seguridad de los navíos (Salles Vianna da Silva *et al.*, 2004).

La segunda resolución del MEPC A.868(20) señala que todo buque que utilice agua de lastre deberá incorporar, como parte de la documentación del navío disponible para las autoridades, un plano de sus tanques de lastre y una bitácora donde se registren los procedimientos de toma y desecho del agua, con el propósito de evaluar la eficacia del manejo de la misma. Además, las autoridades portuarias deberán informar a los agentes de los buques las áreas en las que éstos pueden ser recibidos, con la idea de que las descargas de lastre sean mínimas y poco riesgosas (Salles Vianna da Silva *et al.*, 2004).

Otras de las recomendaciones propuestas por la OMI es evitar llenar los tanques de lastre en áreas donde existan registros de organismos peligrosos o de flora o fauna nocivas o patógenas, también cuando esté ocurriendo un FAN y en sitios donde existan descargas de desechos sanitarios u operaciones de dragado en las proximidades, así como evitar en lo posible la toma de agua de lastre durante la noche (ya que algunos organismos planctónicos migran hacia la superficie) o en aguas muy someras, donde las hélices de los barcos podrían remover los sedimentos y con ello incorporar quistes en el agua de lastre (Salles Vianna da Silva *et al.*, 2004).

En el año 2000, con el propósito de sensibilizar a los gobiernos de los países miembros para acelerar las recomendaciones respecto al agua de lastre, la OMI, con apoyo del Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD) y el Fondo para el Medio Ambiente Global (GEF), elaboró el proyecto denominado "Programa global de manejo de agua de lastre (Globallast)" con el objeto de realizar acciones efectivas y coordinadas para el manejo y protección de las consecuencias negativas causadas por el traslado de especies indeseables por agua de lastre, para lo cual se eligieron seis países (Brasil, China, India, Irán, Sudáfrica y Ucrania) en vías de desarrollo de cuatro continentes (Carvalho Leal Neto y Jablonsky, 2004).

Tratamiento del agua de lastre para la reducción del riesgo de introducciones involuntarias

Aunque se han propuesto diversos tratamientos para el agua de lastre, ninguno es totalmente efectivo. Entre las características que se deben evaluar destacan la efectividad, la seguridad ambiental, la practicidad, el costo y la seguridad del navío (Rigby y Hallegraeff, 1996; McCarthy y Crowder, 2000).

Respecto al desecho del agua de lastre, la OMI recomienda hacer el intercambio del lastre en zonas oceánicas profundas (con fondo superior a 500 m), para limitar las probabilidades de que especies dulceacuícolas o costeras sean introducidas en los puertos, y alerta a los constructores y armadores de navíos a seguir las recomendaciones para aumentar la eficiencia del recambio del agua de lastre. Sin embargo, en oca-

siones las condiciones del tiempo o del navío pueden impedir o disminuir la eficacia de este tipo de operaciones; para algunos buques o en situaciones de tormentas y marejadas, la maniobra de recambio de agua en mar abierto puede afectar la estabilidad del buque y poner en riesgo la vida de la tripulación (Salles Vianna da Silva *et al.*, 2004).

Para el recambio del agua de lastre existen varias modalidades: la primera corresponde al vaciado total de los tanques y llenado de nuevo con agua de la región. Aunque muy eficaz, puede poner en riesgo la seguridad del buque, por lo que se recomienda hacer el recambio de un solo tanque a la vez o a lo más en pares. La segunda corresponde al vaciado con flujo continuo, la cual implica que a la vez que se desecha el agua de los tanques esté entrando agua limpia a presión. Éste es más eficaz que el método anterior ya que remueve los sedimentos y evita los riesgos de inestabilidad del buque, aunque puede poner a la tripulación en contacto con el agua contaminada. La tercera corresponde al método de desbordamiento de los tanques. Es similar al tratamiento anterior pero en este caso el agua sobrante se bombea desde la parte superior de los tanques, lo que garantiza la estabilidad del buque pero se reduce la eficacia, porque los organismos dañinos pueden quedar sedimentados en el fondo (Salles Vianna da Silva *et al.*, 2004).

Se tiene un registro de 91 287 buques en todo el mundo, de los cuales por sus dimensiones (12 000 ton de peso, que corresponden a 4 000 ton de capacidad de agua de lastre), alrededor de 47 228 son relevantes para el problema del agua de lastre y entre ellos aproximadamente 70% (33 392 buques) podrían estar sujetos a las recomendaciones de la OMI (Tjallingii, 2001). Aunque se ha estimado que el costo de mejorar los tanques de lastre de los buques cargueros, para permitir hacer los recambios de agua de manera eficiente, es de 200 000 a 310 000 dólares por buque, la inversión se justifica si se considera el impacto económico que provocan las introducciones de especies invasoras, toda vez que los costos de su control y erradicación son mayores (Tjallingii, 2001).

Otros tratamientos físicos o químicos para reducir el riesgo de introducción de organismos por agua de lastre son los siguientes: elevación de la temperatura (calor), electroshock, tratamiento con rayos UV, microfiltración de alta velocidad, tratamiento químico (cloro, agua oxigenada u otros agentes oxidantes) y ozonización (Rigby y Hallegraeff, 1996).

Diversos países han enfrentado impactos ecológicos y económicos importantes debido a las introducciones no intencionales de especies exóticas por agua de lastre que se han tornado en invasoras, y por ello han adoptado acciones y marcos legales para disminuir el riesgo de nuevas introducciones, así como para controlar o erradicar las especies invasoras (Salles Vianna da Silva *et al.*, 2004). En este sentido las descargas de agua de lastre están prohibidas en el Canal de Panamá y en la región de los Grandes Lagos, mientras que en los puertos de Argentina y Chile se exige el tratamiento del agua de lastre con cloro, para prevenir epidemias causadas por microorganismos patógenos. Por otra parte, en Australia existe desde 1990 un servicio de inspección de navíos y de cuarentena que tiene reglamentos propios más estrictos. En Nueva Zelanda las recomendaciones de la Resolución A.868(20) de la OMI son obligatorias y en el puerto de Haifa, en Israel, el recambio del agua de lastre en zonas oceánicas es obligatorio antes de su descarga en el puerto (Salles Vianna da Silva *et al.*, 2004).

Evaluación del problema del agua de lastre en México

En nuestro país se tiene el riesgo de especies invasoras proviene de las costas tanto del Pacífico como del Atlántico (golfo de México y Caribe). En sus 11 000 km de costas, México cuenta con 90 puertos (47 en el Pacífico y 43 en el golfo de México y el Caribe) [que ocupan una superficie de 13 880 ha, de las cuales 6 970 son de área terrestre y aproximadamente la mitad (6 910 ha) corresponden a ambientes acuáticos (Okolodkov *et al.*, 2007)]. Las actividades desarrolladas en los puertos mexicanos son, en orden decreciente, las pesquerías, el comercio, el turismo y la explotación petrolera. Sesenta y cuatro puertos (71%) reciben tráfico marítimo internacional en frecuencias importantes, con más de 6 000 arribos por año (Coordinación General de Puertos y Marina Mercante, 1999).

Okolodkov *et al.* (2007) señalan que evaluar el riesgo del agua de lastre a partir de la cantidad del agua vertida en las zonas portuarias de México es una tarea difícil de realizar, ya que por un lado algunos puertos, denominados Administraciones Portuarias Integrales (API), corresponden a empresas mixtas y sus datos son difíciles de obtener; además, las publicaciones con datos portuarios no incluyen la estimación de los volúmenes del agua de lastre que en ellos se vierte. Sin embargo, considerando el número de arribos anuales de buques cargueros a puertos mexicanos, su tamaño

y un porcentaje de 20% del peso total de los buques correspondiente al agua de lastre, los mismos autores estimaron que alrededor de 50 millones de metros cúbicos de agua de lastre son descargados anualmente en las costas mexicanas, provenientes de todas partes del mundo, incluyendo países y regiones como Australia, Filipinas, Medio Oriente y Europa; el riesgo se concentra en siete puertos mexicanos (Tampico, Veracruz, Coatzacoalcos y Progreso en el Golfo de México, y Ensenada, Lázaro Cárdenas y Manzanillo en el Pacífico), ya que reciben 86% de los 248 millones de toneladas de carga mexicana (Okolodkov *et al.*, 2007). Además de los buques, a los puertos mexicanos arribaron 6 336 yates y 2 195 cruceros turísticos durante el año 1996 (Coordinación General de Puertos y Marina Mercante, 1999). A pesar de que los yates recreativos no se consideran vehículos importantes para el agua de lastre, pueden también constituir un factor de riesgo, debido a las especies incrustantes que se adhieren a los cascos (Ferreira *et al.*, 2004; Otami, 2006), y también son un vehículo para aumentar la dispersión de especies exóticas en una región (Hallegraeff y Bolch, 1992).

Al respecto, el proyecto Escalera Náutica, aprobado formalmente en febrero de 2001, referido al desarrollo de 22 a 30 marinas turísticas o dársenas para yates en la costa occidental de Baja California y el Golfo de California, así como al mejoramiento de las ya existentes, representa un riesgo para las costas mexicanas, toda vez que se espera que permita el arribo de más de 50 000 embarcaciones procedentes de las costas sudoccidentales de Estados Unidos (Anónimo, 2007), y se considera que podría facilitar la dispersión de algunas de las 240 especies exóticas, principalmente las bentónicas, confirmadas para las costas de California, en Estados Unidos (Cohen y Carlton, 1995), debido a la facilidad de su transportación en las incrustaciones de sus cascos.

Las plataformas petroleras también se consideran un vector para la expansión de especies invasoras, lo cual ha sido demostrado en el Golfo de México con la dispersión del dinoflagelado tóxico *Gambierdiscus toxicus*, productor de la enfermedad conocida como ciguatera, que involucra peces arrecifales como vector para el envenenamiento humano (Villarreal *et al.*, 2007), así como especies de corales como *Tubastraea micranthus* (Sammarco *et al.*, 2010; 2012).

En el anexo 3 del documento "Estrategia nacional sobre especies invasoras en México" (Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras, 2010) se destaca el hecho de que aun cuando todavía no ha entrado en vigor el Convenio Internacional para el Control y Gestión de Agua de Lastre y Sedimentos de los Buques, la Dirección General de Marina Mercante de la Secretaría de Comunicaciones y Transportes ha buscado implementar una norma oficial mexicana, así como las siguientes cinco acciones nacionales para ayudar a reducir los riesgos: *a*] analizar y comparar medidas adoptadas por otros países para diagnosticar su viabilidad en México; *b*] crear un grupo de trabajo interinstitucional (conformado por personal con capacidades técnicas y legales) para impulsar y atender la problemática de especies invasoras que sean introducidas por esta vía, sobre todo monitoreando los ecosistemas sensibles o propensos a invasiones; *c*] celebrar reuniones con instituciones nacionales y extranjeras para tratar aspectos de invasiones e introducción de especies por agua de lastre y de esta manera acordar acciones conjuntas; *d*] recopilar información sobre arribos y despachos de buques con agua de lastre, sobre todo de embarcaciones con más de 400 m de eslora, así como de las maniobras de los mismos en los puertos. En su momento, aplicar la Regla E-1 para el Control y Gestión de Agua de Lastre, con auxilio de las capitanías de puerto, y *e*] capacitar personal que tenga la función de verificar y aplicar las medidas precautorias en lo concerniente al medio ambiente y especies invasoras, tecnologías para el control de organismos en aguas de lastre, sistemas de gestión de aguas de lastre, instrumentos de verificación y procedimientos de aprobación y certificación. Se señala además que el Fideicomiso de Formación y Capacitación de la Marina Mercante Nacional está trabajando para incluir estos temas en los programas de las licenciaturas de Piloto y Maquinista Naval.

Censo de especies acuáticas no indígenas en México que pueden tornarse invasoras

Desde el año 2001, en conjunción con la Comisión de Cooperación Ambiental (CCA) de América del Norte, creada en 2001 con la idea de identificar oportunidades para prevenir la introducción y propagación de especies invasoras acuáticas en Norteamérica, la Conabio creó el Programa de Especies Invasoras en México para implementar un sistema de manejo de información basado en redes, y desarrollar estrategias locales y nacionales para la prevención de introducciones de especies invasoras al territorio nacional por distintas vías, incluyendo el agua de lastre. Como par-

te de ello realizó una serie de foros binacionales (México-EUA) sobre especies invasoras en México y selección de especies acuáticas de interés común para Norteamérica, cuyos resultados están contenidos en el documento "Especies invasoras de alto impacto a la biodiversidad" (IMTA *et al.*, 2007), y con el apoyo de la CCA ha desarrollado una base de especies invasoras de México que incluye especies invasoras acuáticas y que está conectada con la red de especies invasoras de Norteamérica.

Okolodkov *et al.* (2007) mencionan la existencia de 183 EANI o especies acuáticas exóticas en México, de las cuales 73 (39%) están confirmadas y 16 (8.7%) están clasificadas como criptogénicas. Por su parte, la Conabio, en su página web <*www.conabio.gob.mx/invasoras*>, señala la existencia de 194 especies para México, de las cuales 114 son consideradas como establecidas y 10 (5.15%) son referidas como criptogénicas. Las 73 especies no indígenas confirmadas por Okolodkov corresponden a 11 divisiones o phyla: Virus, Algas, Plantae, Platyhelmintes, Cnidaria, Annelida, Mollusca, Arthropoda, Bryozoa, Tunicata y Pisces.

Los criterios de la clasificación de Okolodkov *et al.* (2007) y la Conabio no se corresponden del todo, porque mientras que el primero es un criterio taxonómico, el de la Conabio es más bien ecológico. Sin embargo, considerando que tanto las especies introducidas confirmadas como las establecidas en un ambiente representan un riesgo ecológico potencial importante, ya que en algún momento se pueden tornar invasoras, se hizo una integración de la información de ambas fuentes, tomando en cuenta además el hecho de que la vía de introducción estuviera referida a los buques (ya fuera como agua de lastre o incrustaciones en los cascos), encontrándose que son 45 las especies no indígenas que representan un riesgo para los ambientes costeros, incluyendo las lagunas costeras, hecho que es importante ya que, debido a su condición eurihalina, dichos ambientes se consideran entre los más vulnerables a las introducciones de especies invasoras, y en las costas mexicanas ocurren en gran número (124; Lankford, 1977).

En los cuadros 1 a 4 se presentan por grupos taxonómicos y orden alfabético los listados de las EANI marinas o salobres confirmadas (Okolodkov *et al.*, 2007), o establecidas en México (Conabio); el cuadro 1 corresponde a las divisiones de algas, el cuadro 2 a los phyla de invertebrados (excluyendo artrópodos), el cuadro 3 a los phyla de invertebrados artrópodos y el cuadro 4 a los vertebrados, indicando si su introducción se ha debido al agua de lastre o por incrustación en los cascos de navíos.

Okolodkov *et al.* (2007) señalan que el principal vehículo de introducción para las especies acuáticas no indígenas en México ha sido la acuicultura (36.2%), seguido muy de cerca por el agua de lastre (32.6%), mientras que en su análisis las incrustaciones en los cascos representan 25%. En este caso, considerando únicamente a las EANI confirmadas o establecidas e introducidas por buques, se observó que 48% (22 especies) correspondió a las incrustaciones, mientras que 12.5% (16 especies) al agua de lastre propiamente dicha, y en 9% (cuatro especies) por ambas vías. Los grupos más importantes cuyas especies se han introducido en costas mexicanas por medio de buques son los moluscos, anfípodos, poliquetos, copépodos y algas, siendo estas últimas y los copépodos transportados principalmente por el agua de lastre, mientras que el resto (debido a su naturaleza bentónica) más bien lo han hecho adheridas a los casos de los buques.

Sobre las microalgas introducidas quedan muchas interrogantes todavía y en general, en los estudios de diversos países, la mayoría se clasifica como criptogénicas (Okolodkov *et al.*, 2007; Ribeiro *et al.*, 2012), debido en parte a que todavía hace falta tener estudios florísticos y continuos en ciertas regiones, principalmente de zonas tropicales; además, la amplia naturaleza cosmopolita de la mayoría de las microalgas marinas puede deberse a una larga historia de acarreo por agua de lastre e introducciones en diversas regiones (Hallegraeff y Bolch, 1992), ocultando el verdadero origen

Cuadro 1. **EANI confirmadas de algas marinas introducidas en costas mexicanas por buques**

Dinophyta (dinoflagelados) (dos especies)	*Cochlodinium polykrykoides** *Neoceratium dens** (antes *Ceratium dens*)
Chlorophyta (algas verdes) (una especie)	*Ulva fasciata**, **
Phaeophyta (algas pardas) (dos especies)	*Mutimo cylindricus*, antes *Cutleria cylindrica*** *Undaria pinnatifida**, **
Rhodophyta (algas rojas) (dos especies)	*Pyropia suborbiculata* (antes *Porphyra suborbiculata*)* *Grateloupia turuturu**
TOTAL	Siete taxa confirmados, cuatro introducidos por agua de lastre, uno por incrustación en los cascos y dos por ambas vías

* = agua de lastre; ** = cascos de navíos

Cuadro 2. **EANI confirmadas de invertebrados (excluyendo artrópodos) marinos y salobres introducidas en costas mexicanas por buques**

Cnidaria, Hydrozoa (hidrozoarios) (tres especies)	*Cordylophora caspia**, ** *Phyllorhiza punctata** *Tubularia crocea***
Annelida, Polychaeta (poliquetos) (seis especies)	*Branchiomma curtum*(?) *Hydroides elegans** *Hydroides sanctaecrucis*** *Alitta succinea* (antes *Neanthes succinea*)** *Ficopomatus miamiensis** *Pseudopolydora paucibranchiata**, **
Mollusca, Bivalvia (moluscos bivalvos) (ocho especies)	*Bankia destructa*** *B. zeteki*** *Arcuatula senhousia* (antes *Musculista senhousia*)* *Mytilopsis adamsi** *Perna perna** *P. viridis** *Teredo bartschi* ** *T. navalis***
TOTAL	17 taxa confirmados, seis introducidos por agua de lastre, siete por incrustación en los cascos y dos por ambas vías

* = agua de lastre; ** = cascos de navíos

Cuadro 3. **EANI confirmadas de artrópodos marinos y salobres introducidas en costas mexicanas por buques**

Arthropoda, Crustacea, Amphipoda (siete especies)	*Ampelisca abdita** *Ampithoe longimana*** *A. pollex*** *Corophium acherusicum*** *Grandidierella japonica** *Monocorophium insidiosum*** *M. uenoi***
Arthropoda, Crustacea, Copepoda (cinco especies)	*Enhydrosoma lacunae*(?) *Mesocyclops aspericornis** *M. pehpelensis** *M. thermocyclopoides** *Thermocyclops crassus**
Arthropoda, Crustacea, Isopoda (dos especies)	*Paradella dianae*** *Sphaeroma walkeri***
Arthropoda, Crustacea, Thecostraca (tecostracos, percebes) (una especie)	*Amphibalanus amphitrite* (antes *Balanus amphitritre*)**
Bryozoa (tres especies)	*Amathia distans*** *Bugula flabellata*** *B. neritina***
TOTAL	18 taxa confirmados, seis introducidos por agua de lastre, 11 por incrustación en los cascos y una por vía desconocida

* = agua de lastre; ** = cascos de navíos

Cuadro 4. **EANI confirmadas de vertebrados marinos y salobres introducidas en costas mexicanas por buques**

Tunicata (tunicados) (tres especies)	*Botrylloides violaceus*** *Botryllus schlosseri*** *Ciona intestinalis***
TOTAL	Tres taxa confirmados, todos introducidos por incrustación en los cascos

* = agua de lastre; ** = cascos de navíos

de las especies, y también a que recientemente el cambio climático global ha alterado los patrones de corrientes marinas, causando que algunas especies nativas en determinadas regiones encuentren condiciones para convertirse en invasoras, confundiendo los resultados con los efectos de las especies no indígenas que se tornan invasoras (Cortés-Altamirano *et al*., 2006).

Al respecto, existe la posibilidad, aunque todavía muy discutida, de que únicamente dos especies de dinoflagelados presentes en las costas del Pacífico mexicano hayan sido introducidas por agua de lastre: *Cochlodinium polykrykoides* y *Neoceratium* (*Ceratium*) *dens*, razón por la que están contenidas en el cuadro 1. La primera, porque a partir del año 2000, cuando *C. polykrikoides* fue detectada por vez primera en el Pacífico mexicano, en la Bahía de Manzanillo (Figueroa-Torres y Zepeda-Esquivel, 2001), donde está el puerto de altura, que por su tráfico internacional representa uno de los de mayor riesgo para México, no ha cesado su comportamiento como especie nociva, produciendo florecimientos de hasta 10 millones de células por litro, que han llegado a afectar severamente la biota marina, principalmente peces (Cortés-Altamirano *et al*., 2004). La segunda, porque *Neoceratium* (*Ceratium*) *dens*, especie costera circunscrita a la región cálida del Indo-Pacífico, definitivamente no había sido reportada para el Pacífico mexicano sino hasta el año 2009, cuando fue registrada en el Golfo de California (Gárate-Lizárraga, 2009). Y aunque todavía no ha tenido consecuencias ecológicas visibles, podría llegar a tenerlas, debido a su gran semejanza morfológica con *Neoceratium balechii* (antes *Ceratium balechii*), una especie nativa del Pacífico americano que se comporta frecuentemente como FAN y que también con frecuencia se asocia con otros dinoflagelados tóxicos productores de FAN, como *Gymnodinium catenatum* y *Cochlodinium polykrykoides*, y con la cual se le ha observado coexistiendo en la Bahía de Acapulco (Meave del Castillo *et al*., 2012).

Aunque el número total de EANI reconocidas para México (confirmadas o establecidas, potenciales o por confirmar y criptogénicas) es alto, un aspecto que ha sido resaltado por diversos autores (McCarthy y Crowded, 2000) y también enfatizado por Okolodkov *et al*. (2007), es que seguramente el número de especies no indígenas trasportadas por agua y sedimentos de lastre o incrustaciones en los cascos está subestimado, situación que se agudiza en México porque hacen falta especialistas taxónomos en ciertos grupos que han mostrado transportarse de manera importante por esta vía (hidrozoarios, endoproctos, briozoarios y tunicados). Además urge que en México se desarrolle una norma oficial mexicana específica para adoptar y vigilar las recomendaciones dictadas por la OMI, y que basados en el documento recientemente publicado "Estrategia nacional sobre especies invasoras en México" (Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras, 2010) se hagan mayores esfuerzos para controlar las invasiones biológicas por esta vía, sobre todo ahora que el cambio climático global está volviendo vulnerables los ecosistemas acuáticos costeros.

Bioincrustaciones

A pesar de que la atención sobre las invasiones biológicas marinas se ha centrado esencialmente en el agua de lastre, un factor que ha venido incidiendo de manera importante en varias actividades como la navegación, la acuicultura, el turismo y, desde luego, sobre la biodiversidad, pero que ha recibido menos atención en cuanto a estudios se refiere, son las especies bioincrustantes (Moser y Leffler, 2010). Se denomina así a los organismos sésiles de diferentes especies (esponjas, cirripedios, ascidias, algas, etc.) que colonizan diferentes estructuras duras artificiales que se mantienen en permanente contacto con el agua (plataformas petroleras, muelles, boyas, etc.). El término es conveniente porque incluye tanto a los que sólo se pegan (epibiontes) como a los que perforan y penetran las estructuras (infauna). Las bioincrustaciones son un problema de proporciones económicas gigantescas, ya que no sólo aumentan la turbulencia y el peso de los barcos, sino que disminuyen la maniobrabilidad, el flujo laminar y la capacidad de carga. En efecto, la industria marítima gasta 6 000 millones de dólares al año en la prevención o tratamiento de epibiontes. Esto implica un costo de 8 000 millones de dólares en combustible consumido y la producción de 70 millones de toneladas adicionales de CO_2 con el fin de alcanzar la velocidad normal (Geater, 2010). Los costos económicos asociados al manejo de la bioincrustación también se incrementan, ya que el peso o la actividad perforadora de los organismos pueden dañar las estructuras y obstruir las tomas de agua (Baker *et al*., 2004).

Cualquier superficie dura en el medio marino es hábitat potencial para especies bioincrustantes. Las estructuras humanas aumentan considerablemente la disponibilidad de sustrato en los ambientes típicamente fangosos de los estuarios y pueden atraer e incluso promover especies exóticas al beneficiarlas diferencialmente. Por ejemplo, en una evaluación exhaustiva de todo el sistema de Elkhorn Slough, California, las especies exóticas resultaron fuertemente dominantes en sustratos duros recién establecidos (Wasson *et al*., 2005). Asimismo, la dispersión del problemático y recién identificado tunicado *Didemnum vexillum,* en Nueva Zelanda, podría haber sido facilitada por el establecimiento de sustratos artificiales en el medio marino. Este tunicado se adhiere a una amplia variedad de tipos de sustrato y forma lóbulos que cuelgan hacia abajo de los muelles, embarcaderos y el fondo de los barcos. Estos lóbulos son fácilmente desalojados por actividad de las olas, permitiendo al tunicado extenderse por el fondo marino y otras superficies (Tyrrell y Byers, 2007).

Estas especies también pueden utilizar como sustrato las estructuras de los cultivos de bivalvos; linternas, redes, boyas, bolsas colectoras y cuerdas, así como también las mismas valvas (Perea *et al*., 1990; Lesser *et al*., 1992). Al desarrollarse en gran abundancia, estas especies pueden afectar los cultivos de moluscos y otros organismos de manera negativa, ya que desgastan y deterioran los materiales, reduciendo su tiempo de duración útil. También afectan la flotabilidad, lo que representa un importante costo por mantenimiento de estos materiales (Claereboudt *et al*., 1994). Además, los organismos bioincrustantes pueden cubrir totalmente la superficie del material donde se encuentran alojadas las conchas de bivalvos, lo que modifica el flujo de agua, disminuye el suministro de alimento y afecta negativamente su crecimiento (Lesser *et al*., 1992; Claereboudt *et al*., 1994; Uribe *et al*., 2001).

El papel específico de las bioincrustaciones salió a la luz en 1999 con el mejillón de franjas negras (*Mytilopsis sallei*) en la marina de Darwin, en la Bahía de Culley, Australia (Willan *et al*., 2000), en donde se tu-

vieron que gastar más de 2.6 millones de dólares para erradicar la infestación de estos organismos y evitar su dispersión (Pyne, 1999). Este mejillón llegó a Australia como bioincrustante en un yate y comenzó su dispersión hacia otras marinas por medio de otros yates. En relación con esto, algunos autores como AMOG (2001) y Gollasch (1999) han sugerido que las bioincrustaciones representan un problema más serio que el agua de lastre como vía de invasión, considerando las invasiones presentes. Hace algunos años se llevó a cabo un estudio para tener una idea de la diversidad de organismos bioincrustantes en los barcos y los investigadores de la Woods Hole Oceanographic Institution inventariaron por los menos 15 especies de diatomeas, 45 macroalgas, cuatro esponjas, 88 hidroides, 52 poliquetos, 46 bivalvos, 141 balanos, 11 anfípodos, 75 briozoarios, 31 ascidias y representantes de muchos otros grupos (AMOG, 2001).

La intensidad de las invasiones por bioincrustaciones es difícil de cuantificar, ya que muchas especies están ampliamente distribuidas en todo el mundo y la escasez de recolectas biológicas específicas hace difícil la interpretación.

Lastre seco

Desde los tiempos antiguos, los barcos han llevado un lastre temporal, siempre que no estuvieran completamente cargados. Las rocas fueron el material preferido, pero la arena comenzó a utilizarse cuando las rocas no estaban disponibles. El lastre era recogido en un puerto y arrojado por la borda en el puerto siguiente, antes de tomar una nueva carga. Aun cuando había áreas específicas para este lastre, parte del material terminaba inevitablemente en o a lo largo del borde del agua. Una variedad de pequeños organismos anfibios, como cangrejos de playa, isópodos marinos, caracoles intermareales y plantas marinas, estaban asociados al lastre seco. Algunas de estas especies eran capaces de sobrevivir semanas o meses en la bodega de un buque, especialmente si había agua de mar en la parte inferior con la que pudieran humedecer su cuerpo. Los buques modernos ya no transportan lastre seco, pero ciertos buques de carga hacen la misma función; por ejemplo, piedras para construcción, roca de coral, minerales o carbón almacenado pueden adquirir flora y fauna de la playa. También los troncos suelen almacenarse en agua hasta su envío y pueden adquirir distintos organismos marinos (Baker *et al.*, 2004).

Canales

Desde pequeños canales hasta grandes vías navegables intracosteras, las nuevas conexiones entre cuerpos de agua aislados han permitido la propagación de muchas especies invasoras (US-EPA, 2009). Uno de los casos más serios se presenta en el continente europeo, en donde existe una intrincada red de canales construidos durante un periodo de más de 200 años, que conectan más de 37 países y que han formado importantes corredores de invasión entre el Mar Caspio y el Negro, y entre éstos y el Mar Báltico y el del Norte. Estos canales han permitido la expansión del área de distribución natural de especies sumamente peligrosas como el mejillón cebra (*Dreissena polymorpha*) y los anfípodos *Chelicorophium curvispinum* y *Dikerogammarus villosus*, entre otras (Galil *et al.*, 2007). Las especies acuáticas se propagan en los canales como consecuencia de movimientos graduales y a menudo no percibidos; esta dispersión se produce también con las actividades humanas o como una combinación de ambos mecanismos de desplazamiento. Los canales actúan de manera similar a otros vectores reconocidos de invasiones biológicas acuáticas, ya que eliminan las barreras biogeográficas y crean vínculos a diferentes escalas entre lagos, océanos y cuencas hidrográficas. Esto, a su vez, ofrece oportunidades a las poblaciones de especies que han evolucionado aisladas durante largos periodos de tiempo geológico para expandirse e interactuar con otras poblaciones (Hewitt *et al.*, 2006). Así, por ejemplo, las introducciones a través del Canal de Suez y el Estrecho de Gibraltar constituyen una parte significativa de especies invasoras introducidas en el Mediterráneo. Dentro de este contexto, de acuerdo con Gofas y Zenetos (2003) ha habido un incremento de las especies bentónicas del Indo-Pacífico a partir de los setenta en la cuenca Levantina (Mediterráneo oriental), ya que 115 de 143 moluscos exóticos en el Mediterráneo son de origen Indo-Pacífico y es altamente probable que se hayan dispersado por sus propios medios a través del Canal de Suez (inmigrantes lessepsianos). De la misma manera, Streftaris *et al.* (2005) reportaron 383 registros de especies que se dispersaron a través del Canal de Suez y el Estrecho de Gibraltar (343 y 40, respectivamente), constituyendo

así el Canal de Suez la vía principal de introducciones de especies invasoras en el Mediterráneo (52%). Los canales también están considerados como la vía más importante de introducción en todos los mares europeos. En cuanto al Canal de Panamá, a pesar del intenso tráfico naviero (más de 13 000 barcos por año) se conoce poco sobre las invasiones potenciales acuáticas y costeras en el área (Kam *et al*., 2011), aunque Cohen (2006) reporta varias decenas de diferentes taxa exóticos que presumiblemente han cruzado el canal por diferentes vías.

En México existen varios casos de especies que se han transportado por medio de canales, entre los que destaca la invasión del manantial Ojo de Agua de la Hacienda, Chihuahua, por la sardina carácida común (*Astyanax mexicanus*), que se introdujo en este manantial a partir del Río Conchos por canales artificiales de irrigación. La gravedad de la invasión estriba en que en este manantial habitaban poblaciones de especies endémicas del guayacón de la Hacienda (*Gambusia hurtadoi*) y el cachorrito de la Hacienda (*Cyprinodon macrolepidus*). Debido a los hábitos carnívoros de la sardina y su fuerte resistencia, existe la amenaza potencial de la desaparición de las especies nativas. A esto se debe agregar que por los mismos canales el guayacón de la Hacienda ha emigrado al Río Conchos, en donde corre el riesgo de hibridizarse con el guayacón del Conchos (*G. senilis*), dañando las cualidades de ambos (Contreras-Balderas, 1999a).

Diques secos y plataformas de perforación

Con el incremento del comercio internacional y la exploración petrolera ha habido un aumento concomitante en el movimiento de diques secos —grandes estructuras utilizadas para la reparación de buques— y de plataformas de perforación y producción autopropulsadas y semisumergibles, utilizadas para la extracción y localización de recursos. Estas estructuras tienen abundante espacio submarino para ser colonizado por comunidades bioincrustantes y también cuentan con sistemas de lastre. Se ha sugerido que las plataformas en mar abierto de petróleo y gas podrían facilitar la ampliación del área de distribución de diversas especies y la introducción de especies exóticas en nuevas áreas geográficas, por servir como puente, debido al relieve vertical y hábitat de sustrato duro en un entorno de fondo marino blando (Gallaway y Lewbel, 1982). Hasta la fecha hay pocos informes publicados sobre especies exóticas en plataformas petroleras. En particular, se ha reportado que una especie exótica de coral, *Tubastraea coccinea*, ha llegado a formar abundantes colonias, junto con especies nativas de corales, en plataformas que se encuentran a 15 km de las poblaciones de corales del arrecife de Flower Gardens Bank en el Golfo de México, clasificado como santuario nacional marino por Estados Unidos (Sammarco *et al*., 2004). También en las plataformas del Golfo de México se han registrado invasiones de la ascidia colonial *Didemnum perlucidum* (Sammarco *et al*., 2004; Kremer y Rocha, 2011) y del coral incrustante invasor *Oculina patagonica* (Sammarco *et al*., 2004; Sartoretto *et al*., 2008). Las observaciones realizadas por otros investigadores también sugieren que las plataformas en el Golfo de México han facilitado la llegada de varias especies nuevas de peces en el arrecife de Flower Gardens Bank, proporcionando un hábitat de reclutamiento para juveniles (Pattengill Semmens y Semmens, 1998). En un estudio similar, Page *et al*. (2006) reportaron la presencia de tres especies exóticas: el briozoo *Watersipora subtorquata*, la anémona *Diadumene* sp. y el anfípodo *Caprella mutica*, en plataformas en mar abierto de petróleo y gas en la plataforma continental marina del Pacífico central y del sur de California.

Remolques de embarcaciones y actividades recreativas

El transporte terrestre de embarcaciones sobre remolques es una ruta común para la introducción no intencional de especies acuáticas no autóctonas. Al parecer ésta es una ruta significativa, particularmente en aquellos lugares en donde el clima cálido permite la navegación y la pesca durante todo el año. Así, por ejemplo, se ha estimado que las embarcaciones para fines recreativos son un vector más importante de dispersión de especies invasoras que las embarcaciones pesqueras (Darbyson *et al*., 2009). Por ejemplo, Johnson *et al*. (2001) reportaron que encontraron larvas de mejillón cebra (*Dreissena polymorpha*) en todos los compartimientos que contenían agua en los botes recreacionales en el Lago St. Clair, Michigan, y calcularon 170 eventos de dispersión de adultos adheridos a macrófitas en el verano de 1999. Por otra parte, Buchan y Padilla (1999) señalan la importancia del transporte de botes a largas distancias como un factor que contribuye a las invasio-

nes del mejillón cebra. Además de la navegación en botes y la pesca, también son vías de introducción el buceo, la recolección de carnada, las motocicletas acuáticas, los pontones de hidroaviones, la navegación recreativa e incluso la caza de aves acuáticas (Federal Register, 2000; Barrett O'Leary *et al*., 2001).

Material flotante

Los escombros flotantes en los océanos siempre han proporcionado un medio, aunque limitado, para el desplazamiento de ciertas especies marinas. Los materiales incluyen piedras volcánicas, algas marinas, pastos marinos, plantas, troncos y semillas (Baker *et al*., 2004). Sobre este aspecto, la dispersión a grandes distancias por rocas volcánicas y fragmentos de coral se había soslayado; sin embargo, Bryan *et al*. (2012) reportaron eventos de dispersión de larga distancia que ocurrieron en el Pacífico suroeste, después de las erupciones explosivas del volcán Home Reef en Tonga, descubriendo la transferencia de más de 80 especies a más de 5 000 km en un periodo de siete a ocho meses. Un factor que sin duda ha contribuido a la introducción de especies exóticas en distintas partes del mundo es el vertido de grandes cantidades de desechos de plástico en los océanos en el último medio siglo, aumentando en consecuencia la oportunidad para la dispersión de organismos marinos (Allsopp *et al*., 2006). Ha quedado demostrado que la basura en los océanos puede servir como un vector de especies invasoras, ya que organismos que van desde algas hasta iguanas han sido observados sobre la basura en el medio marino (Barnes y Milner, 2005). Existe evidencia de transporte de epibiontes bioincrustantes en desechos flotantes marinos; la mayoría de ellos son cirripedios y briozoarios. A este respecto, Winston (1982, citado por Baker *et al*., 2004) reportó que el briozoario *Electra tenella* era común en el plástico flotante, pudiendo viajar grandes distancias, mientras que en Florida se registró una especie exótica de briozoario (*Thalmoporella* sp.) (AMRF, 2007). En las latitudes norteñas extremas se han registrado también otras especies de cirripedios y briozoarios sobre el plástico; por ejemplo, el cirripedio exótico invasor *Elminius modestus* se encontró sobre desechos de plástico en las Islas Shetland en Escocia (Barnes y Milner, 2005). También se han reportado foraminíferos, algas coralinas, hidrozoarios y moluscos bivalvos (Gregory, 2009), así como diferentes especies que provocan FAN (Masó *et al*., 2003). Se ha estimado que los desechos marinos artificiales han duplicado aproximadamente las oportunidades para que los organismos marinos viajen a las latitudes tropicales y triplicado las oportunidades para dispersarse a altas latitudes (>50°), aumentando con ello la posibilidad de invasión de especies exóticas (Barnes, 2002).

DISPERSIÓN NATURAL

Las especies exóticas pueden llegar naturalmente a una región sin ayuda humana, directa o indirecta, por la dispersión natural. A pesar de que muchas especies exóticas se dispersan tanto por mecanismos mediados por humanos (*e.g.*, contaminantes, polizones, canales) como por dispersión natural, la importancia de la dispersión natural ha sido a menudo subestimada (Hulme *et al*., 2008). Esta vía de dispersión se caracteriza por las circunstancias que resultan en la propagación natural de especies exóticas establecidas y la aparición de estas especies en una nueva región biogeográfica a partir de una región donadora donde anteriormente fue introducida por cualquiera de las vías descritas anteriormente (Pysek y Hulme, 2005). Por ejemplo, se cree que el alga parda *Sargassum muticum* fue introducida inicialmente en las costas del norte de Francia como un contaminante de un cargamento comercial de ostiones, pero después se extendió naturalmente por la flotación a la deriva de sus partes a la costa sur de Inglaterra y los Países Bajos (Wallentinus, 1999).

Finalmente, vale la pena considerar que para poder proporcionar una base científica que permita estructurar en el ámbito mundial la capacidad institucional para dirigir las estrategias de prevención, control y manejo de una manera confiable es necesario identificar, y en la medida de lo posible cuantificar, las vías de introducción de las especies invasoras y sus vectores. Sin embargo, actualmente, en la mayor parte de las regiones falta una base sólida para identificar las principales vías por medio de las cuales las especies invasoras son introducidas (Ruiz y Carlton, 2003), lo que ha llevado a generar ideas erróneas y falsas expectativas, que se traducen en la adopción de estrategias equivocadas y permiten así que varias de estas vías permanezcan abiertas.

REFERENCIAS

Acosta Ruiz, M.D.J., J.H. Córdova Murueta y A.D. Re Araujo. 1997. Alimentación del camarón *Penaeus monodon* (Crustacea: Penaeidae) con productos regionales de Baja California. *Rev. de Biol. Trop.* **44** y **45**(1 y 3):431-435.

Aguirre Muñoz, A., R. Mendoza Alfaro *et al.* 2009. Especies exóticas invasoras: impactos sobre las poblaciones de flora y fauna, los procesos ecológicos y la economía, en *Capital natural de México,* vol. II: *Estado de conservación y tendencias de cambio.* Conabio, México, pp. 277-318.

Allsopp, M., A. Walters, D. Santillo y P. Johnston. 2006. Plastic debris in the world's oceans. Ámsterdam, Greenpeace.

Álvarez del Villar, J. 1970. *Peces Mexicanos.* (Claves). Serie de Investigación Pesquera. Estudio No. 1. Instituto Nacional de Investigaciones Biológico Pesqueras. Secretaría de Industria y Comercio. México.

AMOG. 2001. Hull fouling as a vector for the translocation of marine organisms; Phase 1 study - Hull Fouling Research. Report prepared for Agriculture, Fisheries and Forestry. Australia.

AMRF (Algalita Marine Research Foundation). 2007. Pelagic plastic. Paper Prepared For AB 259 (Krekorian), AB 820 (Karnette), y AB 904 (Feuer).

Anónimo. 2007. La escalera náutica: <www.baja quest.com/escaleranautica>.

ANSTFS-NISC. 2007. Training and Implementation Guide for Pathway Definition, Risk Analysis and Risk Prioritization, elaborado por la Aquatic Nuisance Species Task Force (ANSTF) y el National Invasive Species Council (NISC) Prevention Committee por conducto del Pathways Work Team.

Arredondo, J.L. 2004. Ventajas y desventajas de la introducción del acocil australiano *Cherax quadricarinatus* en México. IV Reunión Nacional Dr. Alejandro Villalobos F. Instituto de Biología, UNAM.

Arredondo, J.L. 1983. Especies animales acuáticas de importancia nutricional introducidas en México. *Biótica.* **8**(2):175-199.

Arredondo, J.L., A. Inclán, J. Palafox y R. Campos. 1994. Desarrollo científico y tecnológico del cultivo de la langosta de agua dulce (*Cherax quadricarinatus*) Secretaría de Pesca, DGA, convenio Sepesca/UAM.

Arredondo, J.L., y S. Lozano-Gracia. 2003. La acuicultura en México. Universidad Autónoma Metropolitana, México.

Arriaga-Becerra, R.E., y C. Rangel-Dávalos 1988. Diagnóstico de la situación actual y perspectivas del cultivo de ostión en México. Secretaría de Pesca.

Baker, P., S.M. Baker y J. Fajans. 2004. Nonindigenous marine species in the greater Tampa Bay ecosystem. Technical Publication #02-04 ed. Gainesville, FL: Tampa Bay Estuary Program.

Balboa, W.A., T.L. King y P.C. Hammerschmidt. 1991. Occurrence of Pacific white shrimp in Lower Laguna Madre, Texas. *Proceedings of the Annual Conference Southeast Association Fish and Wildlife Agencies* **45**:288–292.

Barnes, D.K.A. 2002. Invasion by marine life on plastic debris. *Nature* **416**:808-809.

Barnes, D.K.A. y P. Milner 2005. Drifting plastic and its consequences for sessile organism dispersal in the Atlantic Ocean. *Mar. Biol.* **146**:815-825.

Barrett O'Leary, M., H. Folmar, P. Fuller, B. Holland, H. Kumpf, R. Lukens y D. Roberts. 2001. An initial survey of aquatic invasive species issues in the Gulf of Mexico región. Battelle Coastal Resources and Ecosystems Management, EPA-OCPD Contract No. 68-C-00-121 Work Assignment 1-07.

Bax, N., A. Williamson, M. Aguero, E. González y W. Geevesc. 2003. Marine invasive alien species: A threat to global biodiversity. *Ma. Policy* **27**:313–323.

Beard, K.H., y E.M. O'Neill. 2005. Infection of an invasive frog *Eleutherodactylus coqui* by the chytrid fungus *Batrachochytrium dendrobatidis* in Hawaii. *Biol. Conserv.* **126**:591-595.

Bermúdez Rodríguez, E., M. Rodríguez Gutiérrez, S. Escárcega Rodríguez y L. Marín Zaldívar. 2000. Cultivo de carpa, en *Estado de salud de la acuacultura.* Semarnap-INP-DGIA.

Bomford, M. y J. Glover. 2004. Risk assessment model for the import and keeping of exotic freshwater and estuarine finfish. A report produced by the Bureau of Rural Sciences for The Department of Environment and Heritage. Bureau of Rural Sciences, Canberra.

Bryan, S.E., A.G. Cook, J.P. Evans, K. Hebden, L. Hurrey, P. Colls, J.S. Jell, D. Weatherley y J. Firn. 2012. Rapid, Long-Distance Dispersal by Pumice Rafting. *PLoS ONE* 7(7):e40583. doi:10.1371/ journal.pone.0040583.

Buchan, L.A.J., y D.K. Padilla. 1999. Estimating the probability of long-distance overland dispersal of invading aquatic species. *Ecol. Appl.* **9**(1):254-265.

Burgiel, S., G. Foote, M. Orellana y A. Perrault. 2006. Invasive alien species and trade: Integrating prevention measures and tnternational trade rules. Center for International Environmental Law and Defenders of Wildlife.

Campbell, M.L., A. Grage, C.J.T. Mabin y C.L. Hewitt. 2009. Conflict between international treaties: Failing to mitigate the effects of introduced marine species. *Dialogue* **28**(1):46-56.

Campos, E., y G. Rodríguez-Almaraz. 1992. Distribution of the red swamp crayfish *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) (Decapoda: Cambaridae) in Mexico: An update. *J. Crust. Biol.* **12**(4):627-630.

CANAEST. 2008. Estudio sobre la distribución de *Pangasius* spp. en España. Arpa Asociados, S.A. Canaest Consultores, Las Palmas de Gran Canaria.

Carlton, J.T. 1996. Pattern, process and prediction in marine invasion ecology. *Biol. Conserv.* **78**:97-106.

Carlton, J.T. 1987. Pattern of transoceanic marine biological invasions in the Pacific ocean. *Bull Mar. Sci.* **41**(2):452-465.

Carlton, J.T. 1985. Transoceanic and inter-oceanic dispersal of coastal marine organisms: The biology of ballast water. *Oceanogr. Mar. Biol. Rev.* **23**:313-317.

Carlton, J.T., y J.B. Geller. 1993. Ecological roulette: The global transport of non-indigenous marine organisms. *Science* **261**:78-82.

Carvalho Leal Neto de, A., y S. Jablonsky 2004. O Programa Globallast no Brasil, en J. Salles Vianna da Silva y R.C. Correa Luz de Sosa (eds.), *Agua de lastro e bioinvasao*, pp. 11-20.

Casale, G.A. 2002. Ballast water– a public health issue? Ballast

Water News, **8**:4-5, jan-march 2002, Globallast Programme, IMO Londres.
Casas Andreu, G., M. Aguilar y A.R. Cruz. 2001. La introducción y el cultivo de la rana toro (*Rana catesbeiana*). ¿Un atentado a la biodiversidad en México?: <*http://ergosum.uaemex.mx/marzo01/casa.htm*>.
Castillo-Campo, L.F. 2001. Tilapia roja, una evolución de 20 años, de la incertidumbre al éxito doce años después. Fundación para la Innovación Tecnológica Agropecuaria: <*www.fiagro.org.sv*>.
Chapman, J.W., T.W. Miller y E.V. Coan. 2003. Live seafood species as recipes for invasion. *Conserv. Biol.* **17**(5):1386-1395.
Cházari, E. 1884 Piscicultura en Agua Dulce. Ofic. Tip. de la Secretaría de Fomento. México. (Reproducción facsimilar).
Claereboudt, M.R., D. Bureau, J. Côte y J.H. Himmelman. 1994. Fouling development and its effects on the growth of juvenile giant scallops (*Placopecten magellanicus*) in suspended culture. *Aquaculture* **121**(4):327-342.
Cohen, A.N. 2006. Chapter III: Species introductions and the Panama Canal, en S. Gollasch, B.S. Galil y A.N. Cohen (eds.), Bridging Divides – Maritime Canals as Invasion Corridors. *Monogr. Biol.* **83**:127–206.
Cohen, A.N., y J.T. Carlton 1997. Transoceanic transport mechanisms: The introduction of the Chinese mitten crab, *Eriocher sinensis*, to California. *Pacific Science* **51**:1-11.
Cohen, A.N., y J.T. Carlton. 1995. *Biological study. Non-indigenous aquatic species in a United States estuary: A case study of the biological invasions of the San Francisco Bay and Delta.* A report for the United States Fish and Wildlife Service, Washington, DC. National Oceanic and Atmospheric Administration for the U.S. Fish and Wildlife Service and the National Sea Grant College Program, Connecticut Sea Grant, NTIS Report (PB96 1666525).
Cohen, A.N., J.T. Carlton y M.C. Fountain. 1995. Introduction, dispersal and potential impacts of the green crab *Carcinus maenas* in San Francisco Bay, California. *Mar. Biol.* **122**:225-237.
Cohen, A.N., A. Weinstein, M.A. Emmett, W. Lau y J.T. Carlton. 2001. Investigations into the introduction of non-indigenous marine organisms via the cross-continental trade in marine baitworms. Report for the U.S. Fish and Wildlife Service.
Cohen, A.C., H. Mills, H. Berry, M. Wonham, B. Bingham, B. Bookheim, J. Carlton, J. Chapman, J. Cordell, I. Harris, T. Klinger, A. Khon, C. Lambert, G. Lambert, K. Li, D. Secord y J. Toft 1998. *Puget Sound expedition: A rapid assessment survey of non-indigenous species in the shallow waters of Puget Sound, Washington State.* Department of Natural Resources, Olympia, Washington. (United States Fish and Wildlife Service, Lacey, WA).
Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras. 2010. *Estrategia nacional sobre especies invasoras en México, prevención, control y erradicación.* Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Comisión Nacional de Áreas Protegidas, Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. México.
Committee on Ship's Ballast Operations. 1996. *Stemming the Tide*. Washington, DC, National Academy of Sciences.
Conabio. 2012. *Especies invasoras*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad: <*www.conabio.gob.mx/invasoras*> (consultada en septiembre de 2012).
Conapesca. 2010. Anuario estadístico de acuacultura y pesca 2010, Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca, Sagarpa México.
Contreras, S., y M.A. Escalante. 1984. Distribution of and known impacts of exotic species in Mexico. Chapter 6, en W.R. Courtenay Jr. y J.R. Stauffer (eds.), *Distribution, biology and management of exotic fishes*. J. Hopkins University Press.
Contreras Balderas, S. 1999a. Acuacultura, ictiodiversidad, transfaunación acuática y peces en riesgo en México. Memorias de la IV Reunión Nacional de Redes en Acuacultura. Cuernavaca, Morelos, 19 al 21 de Octubre de 1999.
Contreras Balderas, S. 1999b. Annotated checklist of introduced invasive fishes in Mexico, with examples of some recent introductions, en C.R. Leach (ed.), *Nonindigenous freshwater organisms: Vectors, biology, and impacts.* Boca Ratón, FL, Lewis Publishers.
Contreras-Balderas, S., G. Ruiz-Campos, J.J. Schmitter-Soto, E. Díaz-Pardo, T. Contreras-McBeath, M. Medina-Soto, L. Zambrano-González, A. Varela-Romero, R. Mendoza-Alfaro, C. Ramírez-Martínez, A. Leija-Tristán, P. Almada-Villela, D.A. Hendrickson y J. Lyons. 2008. Freshwater fishes and water status in Mexico: A country-wide appraisal. *Aquat. Ecosyst. Health Manage*. **11**(3):246-256.
Contreras-MacBeath, T., M.H. Mejía y W.R. Carrillo. 1998. Negative impact on the aquatic ecosystems of the state of Morelos, Mexico, from introduced aquarium and other commercial fish. *Aquarium Sci. Conserv.* **2**(2):67-78.
Coordinación General de Puertos y Marina Mercante. 1999. *Los puertos mexicanos en cifras, 1992-1998*.
Copp, G.H., K. Wesley y L. Vilizzi 2005. Pathways of ornamental and aquarium fish introductions into urban ponds of Epping Forest (London, England): The human vector. *J. Appl. Ichtyol*. **21**:263-274.
Córdoba-Murueta, J.H., M. de J. Acosta-Ruiz y D. Voltolina-Lobina. 1994. Primer registro de *Penaeus monodon* Fabricius 1798 en las costas de Sinaloa, México. *Rev. Invest. Científica* **5**(1):31-32.
Cortés-Altamirano, R., M.F. Lavín, A. Sierra-Beltrán y M. del C. Cortés-Lara. 2006. Hipótesis sobre el trasporte de microalgas invasoras del oriente al Golfo de California por las corrientes marinas. *Ciencias del Mar, Universidad Autónoma de Sinaloa* **18**:19-26.
Cortés-Altamirano, R., A.P. Sierra-Beltrán y M.C. Cortés-Lara. 2004. Dominance and permanence of harmful algae forming blooms in Mazatlán Bay (1979-2000), en K. Steidinger, A. Labdsberg, C.R. Tomas y G.A. Vargo (eds.), *Harmful algae 2002*. Florida Fish and Wildlife Conservation Commission. Florida Institute of Oceanography and Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, pp. 344-346.
Costa Fernandes da, F., L. Carvalho Rapagna y G. Bicalho D. Bueno. 2004. Estudo da populacão do bivalve exotico *Isgnomon bicolor* (C.B. Adams, 1845) (Bivalvia: Isonomonidae) na Ponta da Fortaleza em Arrajal do Cabo, RJ, en J. Salles Vianna da Silva y R.C. Correa Luz de Sosa (eds.), *Agua de lastro e bioinvasao,* pp. 233-243.

Courtenay, W.R. Jr. 1995. The case for caution with fish introductions. *Am. Fish. Soc. Symp.* **15**:413-424.

Courtenay, W.R. Jr.1993. Biological pollution through fish introductions, en B.N. McKnight (ed.), *Biological pollution: The control and impact of invasive exotic species*. Indiana Academy of Science, Indianapolis, pp. 35-61.

Courtenay, W.R. Jr., y J.R. Stauffer Jr. 1990. The introduced fish problem and the aquarium fish industry. *J. World Aquacult. Soc.* **21**:149-159.

Cox, J.G., y S.L. Lima. 2006. Naiveté and an aquatic-terrestrial dichotomy in the effects of introduced predators. *Trends Ecol. Evol.* **21**:674-680.

Crossman, E.J., y B.C. Cudmore. 2000. Summary of Fishes Intentionally Introduced in North America, en R. Claudi y J.H. Leach (comps.), *Non-indigenous freshwater organisms: Vectors, biology, and impacts,* Lewis Publishers, Nueva York, pp. 99-112.

Cudmore, B., y N. Mandrak. 2009. Snakehead (Channidae) trinational risk assessment. Ch. 2, en R. Mendoza, B. Cudmore, R. Orr, J. Fisher, S. Contreras, W. Courtenay *et al. Trinational risk assessment guidelines for aquatic alien invasive species*. Montreal, Commission for Environmental Cooperation, pp. 17-23.

Darbyson, E., A. Locke, J.M. Hanson y J.H. Martin Willison. 2009. Marine boating habits and the potential for spread of invasive species in the Gulf of St. Lawrence. *Aq. Inv.* **4**(1):87-94.

Dextrase, A.J., y M.A. Coscarelli. 1999. Intentional introductions of non-indigenous freshwater organisms in North America, en R. Claudi y J.H. Leach (eds.), *Non-indigenous freshwater organisms: Vectors, biology, and impacts*. Lewis Publishers, Nueva York, pp. 61-98.

DOF. 2012. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. Acuerdo mediante el cual se aprueba la actualización de la Carta Nacional Acuícola. 6 de junio de 2012.

European Commission. 2013. Sustainable ballast water management plant. <http://ec.europa.eu/research/transport/projects/items/bawapla_en.htm>.

Facon, B., J. Pointier, M. Glaubrecht, C. Poux, P. Jarne y P. David. 2003. A molecular phylogeography approach to biological invasions of the New World by parthenogenetic thiarid snails. *Mol. Ecol.* **12**(11):3027-3039.

FAO. 1997. Aquaculture development. FAO Technical guidelines for responsible fisheries, No. 5, Roma.

Federal Register. 2000. Voluntary guidelines for recreational activities to control the spread of Zebra Mussels and other aquatic nuisance species. *Federal Register* **65**(72):82447-82451.

Ferreira, C.E.L., J.E.A. Gonçalvez y R. Countinho. 2004. Cascos de navios e plataformas como vectores na introducão de espécies exóticas, en J. Salles Vianna da Silva y R.C. Correa Luz de Sosa (eds.), *Agua de lastro e bioinvasao*. Interciencia, Río de Janeiro, pp. 143-155.

Figueroa-Torres, M.G. y M.A. Zepeda-Esquivel. 2001. Mareas rojas del puerto interior, Colima, México. *Sci. Nat.* **3**(2):39-52.

Fontes Junior, H.M. 2002. A presença do bivalve invasor *Limnoperna fortunei* na hidroeléctroica de Itapu. II Seminatio Brasileiro sobre Agua de Lastro.

Fugi, R., K.D.G. Luz-Agostinho y A.A. Agostinho. 2008. Trophic interaction between an introduced (peacock bass) and a native (dogfish) piscivorous fish in a neotropical impounded river. *Hydrobiologia* **607**:143-150.

Fuller, P., L. Nico y D. Williams. 1999. *Non-indigenous fishes introduced into inland waters of the United States*. Bethesda, American Fisheries Society.

Galil, B.S., S. Nehring y V. Panov. 2007. Waterways as invasion highways – Impact of climate change and globalization. Ch. 5, en W. Nentwig (ed.), *Ecological studies*, Vol. 193. *Biological invasions*, Springer-Verlag, Berlín, pp 59-74.

Gallaway, B.J. y G.S. Lewbel. 1982. The ecology of petroleum platforms in the northwestern Gulf of Mexico: A community profile. FWS 10BS-82/27, Gulf of Mexico OCS Regional Office. Open File Rept 82-03 ed. Washington, DC: US Fish and Wildlife Service Office of Biology Services.

Gárate-Lizárraga, I. 2009. First record of *Ceratium dens* (Dinophyceae) in the Gulf of California. CICIMAR *Oceanides* **24**(2):167-173.

García-Moreno, F. 2005. Salmones en Chile: el negocio de comerse el mar. Análisis de los efectos sociales y ambientales de la producción de salmón en Chile bajo la perspectiva de soberanía alimentaria. Colección Soberanía Alimentaria de Veterinarios Sin Fronteras, Documento 4.

Gauthier, D., y D.A. Steet. 1996. A synopsis of the situation regarding the introduction of non-indigenous species by ship transported ballast water in Canada and selected countries. *Rep. Fish. Aquat. Sci. Can.* **2380**(4):157.

Geater, C. 2010. Hull fouling is more foul than we think: <*www.bunkerworld.com/forum/blogs/16/93281/Chris-Geater/Hull-fouling-is-more-foul-than-we-think*>.

GESAMP. 1997. Opportunistic settlers and the problem of the ctenophore *Mnemiopsis leidyi* invasions in the Black Sea. Group of Experts on Scientific Aspects of Marine Environment. Reports and Studies No. 58. International Maritime Organization, Londres.

Gherardi, F. 2007. Biological invasions in inland waters: An overview. Ch. 1, en F. Gherardi (ed.), *Biological invaders in inland waters: Profiles, distribution, and threats*. Invading Nature - Springer Series in Invasion Ecology, pp. 3-25.

Gofas, S., y A. Zenetos. 2003. Exotic mollusks in the Mediterranean basin: Xurrent status and perspectives. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.* **41**:237–277.

Goldburg, R.J., M.S. Elliott y R.L. Naylor. 2001. Marine aquaculture in the United States: Environmental impacts and policy options. Arlington, Pew Oceans Commission, pp. 44.

Gollasch, S. 1999. The importance of ship hull fouling as a vector of species introduction into the North Sea. Paper presented at 10th International Congress on Marine Corrosion and Fouling, Melbourne.

Gregory, M.R. 2009. Environmental implications of plastic debris in marine settings entanglement, ingestion, smothering, hangers-on, hitchhiking, and alien invasions. *Phil. Trans. R. Soc. B* **364**:2013-2025.

Gutiérrez, A.T., y J.K. Reaser. 2005. Linkages between development assistance and invasive alien species in freshwater systems of Southeast Asia. USAID Asia and Near East Bureau, Washington, DC.

Hallegraeff, G.M. y C.J. Bolch. 1992. Transport of diatom and dinoflagellate resting spores in ships' ballast water: Implications for plankton biogeography and aquaculture. *J. Plant. Res.* **14**(8):1067-1084.
Hallegraeff, G.M., S.I. Blackburn, M.A. Doblin y C.J.S. Bolch. 2012. Global toxicology, ecophysiology, and population relationships of the chainforming PST dinoflagellate *Gymnodinium catenatum*. *Harmful Algae* **14**:130-143.
Hayes, K.R. 2002. Identifying hazards in complex ecological systems- Part 2: Infections modes and effects analysis for biological invasions. *Biol. Invasions* **4**:251-261.
Hendrickx, M.E., J. Salgado-Barragán y A. Meda-Martínez. 1996. Abundance and diversity of macrofauna (fish and decapod crustaceans) in *Penaeus vannamei* culture ponds in western Mexico. *Aquaculture* **143**(1):61-73.
Herber, P.D.N., B. Muncaster y G.L. Mackie. 1989. Ecological and genetic study on *Dreissena polymorpha* (Palias): A new mollusc in the Great Lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **46**:1587-1591.
Hershberger, W. 2000. Aquaculture: Its role in the spread of aquatic nuisance species environmental strategies for aquaculture symposium, pp. 1-13.
Hewitt, C.L., M.L. Campbell y S. Gollasch. 2006. *Alien species in aquaculture. Considerations for responsible use*. IUCN, Global Marine Programme. Gland, Suiza.
Hickley, P. 1998. Recreational fisheries – social, economic, and management aspects, en P. Hickley y H. Tompkins (eds.), *Papers from the EIFAC Symposium on recreational fisheries, held in Dublin, Ireland*, from 11 to 14 june, 1997. Fishing News Books, Oxford, pp. 137-157.
Huanqui Canto, G. 2002. El comercio mundial de peces ornamentales. Prompex, Perú.
Hulme, P.E., S. Bacher, M. Kenis, S. Klotz, I. Kuhn, D. Minchin, W. Nentwig, S. Olenin, V. Panov, J. Pergl, P. Pysek, A. Roques, D. Sol, W. Solarz y M. Vila. 2008. Grasping at the routes of biological invasions: A framework for integrating pathways into policy. *J. Appl. Ecol.* **45**(2):1-12.
Huner, J.V. 1995. Ecological observations of red swamp crayfish, *Procambarus clarkii* (Girard, 1852), and white river crayfish, *Procambarus zonangulus* (Hobbs y Hobbs, 1990), as regards their cultivation in earthen ponds. *Freshwater Crayfish* **10**:456-468.
IMTA–The Nature Conservancy–Conabio–Aridamérica–GECI. 2007. Especies invasoras de alto impacto a la biodiversidad. Prioridades en México, Jiutepec, Morelos. I. March y M. Martínez (eds.)
IPIECA. 2010. Alien invasive species and the oil and gas industry. Guidance for prevention and management. International Association of Oil and Gas Producers.
Jiménez-García, M.I., V.M. Vidal-Martínez y S. López-Jiménez. 2001. Monogeneans in introduced and native Cichlids in Mexico: Evidence for transfer. Research notes. *J. Parasitol* **87**(4):907-909.
Johnson, L.E., A. Ricciardi y J.T. Carlton. 2001. Overland dispersal of aquatic invasive species: A risk assessment of transient recreational boating. *Ecol. Appl.* **11**(6):1789-1799.
Jones, C.M., y M.C. Curtis. 1994. Redclaw farming. Proceedings of the redclaw farming workshops, Feb. 12-17, 1994. Walkmain, Rockhampton, Nambour. Queensland Department of Primary Industries.
Juárez, R. y G. Palomo. 1988. Acuicultura. Bases biológicas del cultivo de organismos acuáticos. CECSA, España.
Kam, Y., C. Schlöder, D.G. Roche y M.E. Torchin. 2011. The Iraqi crab, *Elamenopsis kempi* in the Panama Canal: Distribution, abundance, and interactions with the exotic North American crab, *Rhithropanopeus harrisii*. *Aq. Inv.* **6**(3):339-345.
Kellogg, R. 1932. Mexican tailles Amphibians in the United States National Museum. *U.S. Nat. Mus. Bull.* **160**:224.
Kremer, L.P. y R.M. Rocha. 2011. The role of *Didemnum perlucidum* F. Monniot, 1983 (Tunicata, Ascidiacea) in a marine fouling community. *Aq. Inv.* **6**(4):441-449.
Lakra, W.S. y A.K. Singh. 2010. Risk analysis and sustainability of *Pangasianodon hypophthalmus* culture in India. *Genetics and biodiversity* **15**(1):34-37.
Lankford, R.R. 1977. *Coastal lagoons of Mexico: Their origin and classification,* en M. Wiley (ed.), *Estuarine processes*. Academic Press, Nueva York, pp. 182-215.
Lassuy, D.R. 2000. Introduced species as a factor in extinction and endangerment of native fish species. Workshop: Management, implications, and co-occurring native and introduced fishes proceedings, Portland, pp. 27-28.
Lesser, M.P., S. Shumway, E. Cucci y J. Smith. 1992. Impact of bioincrustant organisms on mussel rope culture: Interespecific competition for food among suspension feeding invertebrates. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **165**:91-102.
Lightner, D.V., R.M. Redman, B.T. Poulos, L.M. Nunan, J.L. Mari y K.W. Hasson. 1997. Risk of spread of penaeid shrimp viruses in the Americas by the international movement of live and frozen shrimp. *Rev. Sci. Tech. Off. Int. Epiz.* **16**(1):146-160.
Lili, M.A. y V.G. Pineda. 1998. Manual de producción comercial de rana toro. Instructivo para productores. Gobierno del Estado de México, Sedagro, Dirección de Acuacultura.
Lorán-Núñez, R.M., F.R. Martínez-Isunza y A.J. Valdez-Guzmán. 2000. Population biology of the freshwater prawn *Macrobrachium carcinus* (Linnaeus, 1758) and harvest in Veracruz, Mexico. The Crustacean Society 2000. Summer Meeting, Puerto Vallarta, Jalisco, Mexico. Abstract.
Maezono, Y. y T. Miyashita. 2003. Community-level impacts induced by introduced largemouth bass and bluegill in farm ponds in Japan. *Biol. Cons.* **109**:111-121.
Marín, L., A. Pérez, E. Bermúdez y O. Loaiza. 2000. Cultivo de Bagre, en *Estado de salud de la acuacultura*. Semarnap-INP, DGIA.
Masó, M., E. Garcés, F. Pagès y J. Camp 2003. Drifting plastic debris as a potential vector for dispersing harmful algal bloom (HAB) species. *Sci. Mar* **67**:107-111.
McCarthy, P.H. y L.B. Crowder. 2000. An overlooked scale of global transport: Phytoplankton species richness in ships' ballast water. *Biol. Invasions* **2**:321-322.
McCarthy, S.A., y F.M. Khambaty. 1994. International dissemination of epidemic *Vibrio cholerae* by cargo ship ballast and other nonpotable waters. *Am. Soc. Microbiol.* **60**(7):2597-2601.
McGee, M.V. 2010. El reto del Pangasius para la acuicultura occidental. Congreso Andino de Acuicultura, Machala acuícola.
McGinnity, P. y A. Ferguson. 2003. Accidental and deliberate in-

troduction of farmed salmon and result in reduced survival and fitness could lead to extinction of vulnerable wild populations of Atlantic salmon: *<http://130.226.135.19/fiskepleje/PDFs/Nontechnical.pdf>*.

Meave del Castillo, M.E., M.E. Zamudio-Reséndiz y M. Castillo-Rivera. 2012. Riqueza fitoplanctónica de la bahía de Acapulco y zona costera aledaña, Guerrero, México. *Acta Bot. Mex.* **100**:405-487.

Medley, P.B., C.M. Jones y J.W. Avault. 1994. A global perspective of the culture of Australian redclaw crayfish, *Cherax quadricarinatus*: Production, economics, and marketing. *J. World Aquacult. Soc.* **25**(4):6-13.

Meinesz, A., y C.F. Boudouresque. 1996. Sur l'origine de *Caulerpa taxifolia* en Mediterranée nord-occidentale. *Oceanologica Acta* **14**:415-426.

Meinesz, A. y B. Hesse. 1991. Introduction et invasions de l'algue tropicale *Caulerpa toxifolia* en Mediterranée nord-occidentale. *Oceanologica Acta* **14**:415-426.

Meinesz, A., J. Vaugelas, B. Hesse y X. Mari. 1993. Spread of the introduced tropical green algae *Caulerpa taxifolia* in northern Mediterranean waters. *J. Appl. Phycol.* **5**:141-147.

Mendoza, R. 2001. Engaging the industry: Examples from aquaculture in Mexico, en *Preventing the introduction and spread of aquatic invasive species in North America: Workshop Proceedings*, 28 a 30 de marzo de 2001. Commission for Environmental Cooperation of North America, pp. 9-10.

Mendoza, R., N. Arreaga, J.E. Hérnandez, V. Segovia, I. Jasso y D. Pérez. 2011. Aquatic invasive species in the Río Bravo/Laguna Madre ecoregion. Commission for Environmental Cooperation. Montreal.

Mendoza-Alfaro, R., S. Contreras-Balderas, C. Ramírez-Martínez, P. Koleff, P. Álvarez y V. Aguilar. 2007. Los peces diablo: especies invasoras de alto impacto. *Biodiversitas* **70**:1-5.

Mendoza-Alfaro, R., C. Ramírez-Martínez, S. Contreras-Balderas, P. Koleff y P. Álvarez Torres. 2009a. Aquarium trade as a pathway for the introduction of invasive species into Mexico. Ch. 8, en F. De Carlo y A. Bassano (eds.), *Aquaculture: Types, economic impacts, and environmental impacts*. Nova Science Publishers, Nueva York, pp. 209-224.

Mendoza-Alfaro, R., J.P. Fisher, W. Courtenay, C. Ramírez-Martínez, C. Escalera, P. Álvarez-Torres, A. Orbe-Mendoza, P. Koleff y S. Contreras-Balderas. 2009b. Armored Catfish (Loricariidae). Trinational Risk Assessment, en *Trinational Risk Assessment Guidelines for Aquatic Alien Invasive Species*. CEC Project Report. Commission for Environmental Cooperation, Montreal, pp. 25-37.

Metcalf, J., V. Pritchard, S. Silvestri, J. Jenkins, J.S. Wood, D. Cowley, R.P. Evans, D.K. Shiozawa y A.P. Martin. 2007. Across the great divide: Genetic forensics reveals misidentification of endangered cutthroat trout populations. *Mol. Ecol.* **16**(21):4445-4454.

Morales, A. 1974. El cultivo de la tilapia en México. Datos biológicos. Instituto Nacional de la Pesca, México, pp. 124-125.

Moser, F., y M. Leffler. 2010. Preventing aquatic species invasions in the Mid-Atlantic outcome based actions in vector management. Maryland Sea Grant and the Mid-Atlantic Panel on Aquatic Invasive Species.

Moyle, P.B., H.W Li. y B.A. Barton. 1986. The Frankenstein Effect: Impact of introduced fishes on native fishes in North America, en R.H. Stroud (ed.), *Fish culture in fisheries management*. American Fisheries Society, Bethesda, pp. 415-416.

Msiska, O.V., y B.A.Costa-Pierce (ed.). 1991. History, status, and future of common carp (*Cyprinus carpio* L.) as an exotic species in Malawi. International Center for Living Aquatic Resources Management Conference Proceedings 40, Domasi, Malawi.

Murphy, S.T. y O.D. Cheesman. 2006. The aid trade. International assistance programs as pathways for the introduction of invasive alien species. A preliminary report, Biodiversity Series. The World Bank Environment Department, Paper No. 109.

NAS. 2012. Asian tiger shrimp, *Penaeus monodon*: *<http://nas.er.usgs.gov/queries/FactSheet.aspx?SpeciesID=1209>*.

Naylor, R. y M. Burke. 2005. Aquaculture and ocean resources: Raising tigers of the sea. *Annu. Rev. Environ. Resour.* **30**:185-218.

Nehring, S. 2006. Four arguments why so many alien species settle into stuaries, with special references to the German River Elbe. *Helgol. Mar. Res.* **60**:127-134.

Okolodkov, Y.B., R. Bastida-Zavala, A.L. Ibáñez, J.W. Chapman, E. Suárez-Morales, F. Pedroche y F. Gutiérrez-Mendieta. 2007. Especies acuáticas no indígenas en México. *Ciencia y Mar* **XI**(32):29-67.

Oscoz, J., R. Miranda y P.M. Leunda. 2008. Additional records of eastern mosquitofish *Gambusia holbrooki* (Girard, 1859) for the River Ebro basin (Spain). *Aq. Inv.* **3**(2):108-112.

Otami, M. 2006. Important vectors for marine organisms unintentionally introduced to Japanese waters, en F. Korke, M.N. Clout, M. Kawamichi, M. de Poorter y K. Iwatsuki (eds.), *Assessment and control of biological invasions risks*. Shoukadoh Book Sellers and IUCN, Kyoto.

Page, H.M., J.E. Dugan, C.S. Culver, J.C. Hoesterey. 2006. Exotic invertebrate species on offshore oil platforms. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **325**:101-107.

Pappal, A. 2010. Marine invasive species state of the Gulf of Maine report. Boston, MA: The Gulf of Maine Council on the Marine Environment.

Pattengill-Semmens, C.V., y B.X. Semmens. 1998. Fish census data generated by non-experts in the Flower Garden Banks, National Marine Sanctuary. *J. Gulf Mexico Sci.* **(2)**:196-207.

Perea, M., M. Ballesteros y X. Turo.1990. Estudio de los organismos epibiontes en un cultivo de bivalvos marinos en el delta del Ebro. *Cah. Biol. Mar.* **31**:385-399.

Ploeg, A. 2008. Current trends: The development of the ornamental fish. Ornamental Fish International (OFI), Technical report.

Ponce, J.T., y F.C. Arana-Magallón. 2000. Cultivo de langostinos nativos del Pacífico americano: *M. tenellum* (Smith, 1871) y *M. americanum* (Bate, 1968). Memorias de la IV Reunión Nacional de Redes de Investigación en Acuacultura, Cuernavaca, Morelos, 19 a 21 de octubre de 1999, pp.173-180.

Primavera, J. 1997. Socio-economic impacts of shrimp culture. *Aquacult. Res.* **28**:815-827

Pyne, R. 1999. The black striped mussel (*Mytilopsis sallei*) infestation in Darwin: A clean-up strategy, en S.P. Hillman

(ed.), *The ballast water problem – where to from here?* Proceedings of workshop held 5-6 May, Brisbane. EcoPorts Monograph Series No 19, pp. 77-82.

Pysek, P., y P.E. Hulme. 2005. Spatio-temporal dynamics of plant invasions: Linking pattern to process. *Ecoscience* **12**:302-315.

Ramírez-Martínez, C. y R. Mendoza-Alfaro. 2008. El acuarismo como vector de especies acuáticas invasivas en México, en *Capital natural de México,* vol. 3: *Políticas públicas y perspectivas de sustentabilidad.* Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, pp. 207.

Ramírez-Martínez, C. y R. Mendoza-Alfaro. 2005. Production and commercialization of freshwater aquarium fishes as a vector for introduction of aquatic invasive species in Mexico. Desert Fishes Council, 37th annual meeting. Cuatrociénegas, Coahuila, pp. 16-20.

Ramírez-Martínez, C., R. Mendoza-Alfaro y C. Aguilera-González. 2010. *Estado actual y perspectivas de la producción y comercialización de peces de ornato de agua dulce en México.* Universidad Autónoma de Nuevo León – Instituto Nacional de Pesca.

Revenga, C., T.J. Heibel y J. Roberston. 2006. Freshwater atlas: Data from the Global Freshwater Habitat Assessment. The Nature Conservancy.

Ribeiro, S., A. Amorim, T.J. Andersen, F. Abrantes y M. Ellegaard. 2012. Reconstructing the history of an invasion: The toxic phytoplankton species *Gymnodinium catenatum* in the Northeast Atlantic. *Biol. Invasions* **14**:969-985.

Rigby, G.R., y G.M Hallegraeff. 1996. Ballast water controls to minimize the translation and establishment of toxic marine phytoplankton – what progress have we made and where are we going?, en T. Yasumoto, Y. Oshima y Y. Fukuyo (eds.), Harm*ful and toxic algal bloom.* Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, París, pp. 201-204.

Romero, M.X. 1997. Production of redclaw crayfish in Ecuador. *J. World Aquacult. Soc.* **28**(2):5-10.

Ruiz, G.M., y J.T. Carlton. 2003. *Invasive species: Vectors and management strategies.* Island Press, Washington, DC.

Salgado-Maldonado, G., G. Cabañas-Carranza, E. Soto-Galera, R.F. Pineda-López, J.M. Caspeta-Mandujano, E. Aguilar-Castellanos y N. Mercado-Silva. 2004. Helminth parasites of freshwater fishes of the Panuco River Basin, east central Mexico. *Comp. Parasitol.* **71**(2):190-202.

Salgado-Maldonado, G., G. Cabañas-Carranza, E. Soto-Galera, J.M. Caspeta-Mandujano, R.G. Moreno-Navarrete, P. Sánchez-Nava y R. Aguilar-Aguilar. 2001a. A checklist of helminth parasites of freshwater fishes from the Lerma-Santiago River Basin, Mexico. *Comp. Parasitol.* **68**(2):204-218.

Salgado-Maldonado, G., G. Cabañas-Carranza, J.M. Caspeta-Mandujano, E. Soto-Galera, E. Mayén-Peña, D. Brailovsky y R. Baéz-Vale. 2001b. Helminth parasites of freshwater Fishes of the Balsas River Drainage Basin of southwestern Mexico. *Comp. Parasitol.* **68**(2):196-203.

Salles Vianna da Silva, J., F. da Costa Fernandes, R.C. Correa Luz de Souza, K.T. Sampaio Larsen y O.M. Danelon. 2004. Agua de lastro e bioinvasão, en J. Salles Vianna da Silva y R.C. Correa Luz de Souza (comp.), *Agua de lastro e bioinvasão.* Interciencia, Río de Janeiro, pp. 1-10.

Sammarco, P.W., A.D. Atchison, G.S. Boland. 2004. Expansion of coral communities within the Northern Gulf of Mexico via offshore oil and gas platforms. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **280**:129-143.

Sammarco, P.W., S.A. Porter y S.D. Cairns. 2010. A new coral species introduced into the Atlantic Ocean – *Tubastraea micranthus* (Ehrenberg 1834) (Cnidaria, Anthozoa, Scleractinia): An invasive threat? *Aq. Inv.* **5**(2):131-140.

Sammarco, P.W., A.D. Atchison, G.S. Boland, J. Sinclair y A. Lirette. 2012. Geographic expansion of hermatypic and ahermatypic corals in the Gulf of Mexico, and implications for dispersal and recruitment. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **436-437**:36-49.

Sartoretto, S., J.-G. Harmelin, F. Bachet, N. Bejaoui, O. Lebrun y H. Zibrowius. 2008. The alien coral *Oculina patagonica* De Angelis, 1908 (Cnidaria, Scleractinia) in Algeria and Tunisia. *Aq. Inv.* **3**(2):173-180.

Scholz, T. y G. Salgado-Maldonado. 2000. The introduction and dispersal of *Centrocestus formosanus* (Nishigori, 1924) (Diagenes: Heterophyidae) in Mexico: A Review. *Am. Midl. Nat.* **143**:185-200.

Semarnat. 2005. Informe de la situación del medio ambiente en México. Sistema de Información Ambiental y de Recursos Naturales. PNUD-Semarnat, México.

Shiganova, T.A., Z.A. Mirzoyan y E.A. Studenikina. 2001. Population development in the invader ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in the Black Sea and other seas on the Mediterranean basin. *Mar. Biol.* **139**:431-445.

Shine, R. 2010. The ecological impact of invasive cane toads (*Bufo marinus*) in Australia. *Q. Rev. Biol.* **85**(3):253-291.

Simanjuntak, C.H., W. Larasati y S. Arjoso. 2003. Cholera in Indonesia in 1993-1999. *Am. J. Trop. Med. Hyg.* **65**(6):788-797.

Smayda, T.J. y Y. Shimizu (eds). 1993. *Toxic phytoplankton blooms in the sea.* Elsevier, Ámsterdam.

Sosa, F., A. Vásquez y L.M. Torres. 2000. El cultivo de tilapia, en *Estado de salud de la acuacultura.* Semarnap–INP, DGIA.

Stickney, R.R. 2002. Issues associated with non-indigenous species in marine aquaculture, en R.R. Stickney y J.P. McVey (eds.), *Responsible marine aquaculture.* CABI Publishing.

Streftaris, N., A. Zenetos y E. Papathanassiou. 2005. Globalization in marine ecosystems: The story of non-indigenous marine species across European seas. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.* **43**:419-453.

Subba Rao, D.V., W.G. Spriles, A. Locke y J.T. Calton. 1994. Exotic phytoplankton from ships' ballast waters: Risk of potential spread to mariculture sites on Canada's east coast. *Ca. Data Rep. Fisch. Aquatic* **937**:1-51.

Taylor, J.N., W.R. Courtenay Jr. y J.A. McCann. 1984. Knowns impacts of exotic fishes in the continental United States, en W.R. Courtenay Jr. y J.R. Stauffer Jr. (eds.), *Distribution, biology, and management of exotics fishes.* The Johns Hopkins University Press, Baltimore.

Tjallingii, F. 2001. Global market analysis released. *Ballast Water News* **6**:6-8.

Tlusty, M. 2002. The benefits and risks of aquacultural production for the aquarium trade *Aquaculture* **205**:203-219.

Tyrrell, M.C., y J.E. Byers. 2007. Do artificial substrates favor

non-indigenous fouling species over native species? *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **342**:54-60.

UICN. 2009. *Marine menace, alien invasive species in the marine environment*, UICN, Gland.

Uribe, E., C. Lodeiros, E. Félix-Pico y I. Etchepare. 2001. Epibiontes en pectínidos de Iberoamérica, Cap.13, en A.N. Maeda-Martínez (ed.), *Los moluscos pectínidos de Iberoamérica, ciencia y acuicultura*, pp. 249-266.

USEPA. 2009. Pathways for invasive species introduction, Environmental Protection Agency: <*www.epa.gov/owow/invasive_species/pathways.html*>.

USFW. 2009. Invasive species pathways: <*http://alaska.fws.gov/fisheries/invasive/pathways.htm*>.

USGS. 2004. Snakeheads (Pisces, Channidae) – A biological synopsis and risk assessment. USGS Circular 1251.

Velde, G. van der, S. Rajagopal, M. Kuyper-Kollenaar, A. Bij de Vaate, D.W. Thieltges y H.J. MacIsaac. 2006. Biological invasions: Concepts to understand and predict a global threat, Ch. 4, en R. Bobbink, B. Beltman, J.T.A. Verhoeven y D.F. Whigham (eds.), *Ecological studies,* vol. 191, *Wetlands: Functioning, biodiversity conservation, and restoration*. Springer-Verlag, Berlín, pp. 61-90.

Villarreal, T.A., S. Hanson, S. Qualia, E.L.E. Jester, H.R. Granade y R.W. Dickey. 2007. Petroleum production plataforms as sites for the expansion of ciguatera in the northwestern Gulf of Mexico. *Harmful Algae* **6**:253-259.

Wakida, A.T., L.E. Amador, P. Carrillo y C. Quiroga. 2011. Presence of Pacific white shrimp *Litopenaeus vannamei* (Boone, 1931) in the Southern Gulf of Mexico. *Aq. Inv.* 6 Supplement **1**:S139-S142.

Wallentinus, I. 1999. *Sargassum muticum*, en S. Gollasch, D. Minchin, H. Rosenthal y M. Voigt (ed.), *Exotics across the ocean. Case histories on introduced species*. Berlín, Logos Verlag, pp. 21-30.

Wasson, K., K. Fenn y J.S. Pearse. 2005. Habitat differences in marine invasions of central California. *Biol. Invasions* **7**(6):935-948.

Welcomme, R. 1992. A history of international introductions of inland aquatic species *ICES. Mar. Sci. Sympos.***194**:3-14.

Wickramasinghe, Y.H.S.D. 2012. Investigation of alien marine zooplankton in the ballast water of ships visiting Colombo harbour. University of Sri Lanka- National Aquatic Resources Research and Development agency: <*www.sab.ac.lk/app/ars/ep468.pdf*> (consultada en mayo de 2012).

Willan, R.C., B.C. Russell, N.B. Murfet, K.L. Moore, F.R. McEnnulty, S.K. Horner, C.L. Hewitt, G.M. Dally, M.L. Campbell y S.T. Bourke. 2000. Outbreak of *Mytilopsissallei* (Recluz 1849) (Bivalvia; Dreisenidae) in Australia. *J. Molluscan Research* **20**:25-30.

Winston, J.E., M.R. Gregory y L.M. Stevens. 1997. Encrusters, epibionts, and other biota associated with pelagic plastics: A review of biogeographical, environmental, and conservation issues, en J.M. Coe y D.B. Rogers (ed.), *Marine debris. Sources, impacts, solutions*. Nueva York, Springer-Verlag, pp. 81-97.

WWF. 2008. Diálogo sobre salmonicultura: <worldwildlife.org/aquadialogues>.

Yarish, C., R. Whitlatch, G. Kraemer y S. Lin. 2009. Multicomponent evaluation to minimize the spread of aquatic invasive seaweeds, harmful algal bloom microalgae, and invertebrates via the Live Bait Vector in Long Island Sound: <*http://digitalcommons.uconn.edu/ecostam_pubs/2*> (consultada en diciembre de 2010).

Zambrano, L., y C. Macías-García. 2000. Impact of introduced fish for aquaculture in Mexican freshwater systems, en C.R. Leach (ed.), *Non-indigenous freshwater organisms: Vectors, biology, and impacts.* Boca Ratón, FL, Lewis Publishers, pp. 113-124.

Zertuche, J.L. 2000. Visión y restos de Tamaulipas, Plan Estatal de Desarrollo 1999-2004, en Z. Bonilla y I. Burciaga (comps.), *Memorias del III Simposium Internacional de Acuacultura*. Culiacán, Sinaloa, pp.146-158.

Sección II
RIESGO DE INTRODUCCIÓN Y MEDIDAS DE PREVENCIÓN Y CONTROL



3 ANÁLISIS DE RIESGO, HERRAMIENTA PARA PREVENIR INVASIONES BIOLÓGICAS

Yolanda Barrios Caballero,* Georgia Born-Schmidt,
Ana Isabel González Martínez, Patricia Koleff Osorio
y Roberto Mendoza Alfaro

***** Autor para recibir correspondencia: <yolanda.barrios@conabio.gob.mx>

Barrios, Y., G. Born-Schmidt, A.I. González, P. Koleff y R. Mendoza. 2014. Análisis de riesgo, herramienta para prevenir invasiones biológicas, en R. Mendoza y P. Koleff (coords.), *Especies acuáticas invasoras en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, pp. 77-84.

RESUMEN

A lo largo de la historia la mayoría de las introducciones de especies exóticas a nuevos sitios han sido consecuencia directa de actividades humanas, incluyendo aquellas relacionadas con el comercio y el transporte. Para establecer prioridades y acciones preventivas que reduzcan la introducción intencional de especies exóticas potencialmente invasoras se utilizan las herramientas de análisis de riesgo, que consisten en protocolos específicos utilizados para evaluar la probabilidad y severidad del riesgo que presenta una especie, así como la identificación de medidas de mitigación y manejo. Un componente indispensable de estas herramientas es el manejo de la incertidumbre, que puede estar asociada a la metodología, al evaluador o a la calidad de la información. Para especies acuáticas en México se utilizan herramientas aprobadas por equipos de trabajo regionales, como las directrices trinacionales para la evaluación de riesgo de las especies acuáticas exóticas invasoras desarrolladas por la Comisión de Cooperación Ambiental de América del Norte (cca), las herramientas para evaluar especies de aguas continentales desarrolladas en el Reino Unido y, para plantas acuáticas, los lineamientos sanitarios aprobados por la Organización Norteamericana de Protección a las Plantas (nappo).

ABSTRACT

The introduction of most exotic species to new areas have been a direct consequence of human activities throughout history, this includes those activities related to trade and transportation. In ortder to set priorities and preventive actions to reduce the intentional introduction of potentially invasive species, risk analysis tools are used. This tools are based on specific protocols to assess the likehood and severity of the risk posed by a species, the likelihood of the risk occurring, and identifying potential mitigation and management measures. A basic component of these tools lies in the uncertainty, which can be associated to the method itself, to the person performing the analysis or to the quality of the information. There are several risk assessment tools used for aquatic species in Mexico that have been approved by regional working groups, such as the Trinational Risk Assessment Guidelines for aquatic invasive species developed by the Commission for Environmental Cooperation (CEC), the Freshwater Fish Invasiveness Scoring Kit from the United Kingdom and, for aquatic plants, the phytosanitary guidelines approved by the North American Plant Protection Organization (NAPPO).

ANTECEDENTES

Las introducciones de especies exóticas a nuevos sitios, ya sea de manera intencional o accidental, pueden tener consecuencias severas y muy difíciles de revertir (véase capítulo 1). Los impactos que causan estos organismos usualmente no son puntuales sino que tienen efectos en cascada, que llegan a ocasionar daños económicos en las comunidades, a la salud de otros organismos e incluso, y muy particularmente, a los ecosistemas y a los servicios ambientales que brindan (Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras, 2010). La mayoría de las introducciones de especies exóticas están más relacionadas con actividades humanas (comerciales, económicas e incluso políticas) que con factores ambientales o de dispersión natural, y por lo tanto su solución estriba en gran medida en las decisiones relacionadas con importaciones, sanidad, comercio, turismo y cambios de uso de suelo, entre otras (Cusak *et al*., 2009), las cuales no necesariamente tienen un enfoque ambiental. Por ello, las especies invasoras son un problema económico tanto por sus causas y efectos como por la búsqueda e implementación de soluciones (Emerton y Howard, 2008). Aunque ya ha habido esfuerzos serios para cuantificar los daños que causan las especies invasoras, tanto en actividades productivas como la agricultura, la silvicultura o las pesquerías, como en varios aspectos ambientales (Pimentel, 2000; 2001; 2005; Pimentel *et al*., 2001), dichos esfuerzos generalmente se han realizado en países más desarrollados, sobre todo en Estados Unidos y en menor proporción en Europa (Emerton y Howard, 2008), y hay pocos ejemplos en otras regiones debido a que es complejo estimar el valor que tiene la pérdida de una especie, los daños a poblaciones de otras especies o la degradación de un servicio ambiental. Por estos motivos es necesario realizar la gestión relacionada con las invasiones biológicas a partir de un enfoque multidisciplinario que no sólo incluya al sector ambiental sino a otros relacionados con diversas actividades del sector económico, que puede tomar las medidas para evitar la entrada de muchas de estas especies y asegurar los recursos necesarios para realizar acciones de prevención, control o erradicación (Leung *et al*., 2002; Kolar, 2004). Nos referiremos a introducciones causadas por actividades humanas, ya sea de manera intencional o accidental.

Aunque los movimientos de especies facilitados por las actividades humanas han ocurrido desde el comienzo de la civilización (Wilson *et al*., 2009), el aumento de la frecuencia y velocidad de estos eventos complica el análisis del proceso de invasión; por lo tanto, para entender estos mecanismos es necesario ir más allá de los procesos ecológicos y examinar los patrones de movimiento de humanos y productos en el planeta (Everett, 2000; Hulme, 2009). De acuerdo con Hulme (2009), la historia de la humanidad ha tenido tres grandes fases en la introducción y dispersión de especies exóticas; la primera data de finales de la Edad Media, cuando comienza la exploración del planeta, Europa descubre América y cambian radicalmente los patrones de demografía humana, la agricultura y el comercio. La segunda fase se relaciona con la Revolución Industrial, periodo en el cual se incrementa el comercio, se construyen nuevos canales y carreteras, además de máquinas de vapor, y ocurre una importante migración humana entre los continentes; actualmente estamos ante la tercera fase, la de la era de la globalización. Para cada una de ellas pueden distinguirse dos impulsores clave: 1] el incremento de los ingresos y 2] la eficiencia de los sistemas de transporte, que determinan el origen, frecuencia, velocidad y magnitud de los movimientos de especies en el planeta (Hulme, 2009). Además las vías de dispersión no son estáticas y cambian conforme a las nuevas tecnologías, rutas de comercio e incluso las regulaciones (Wilson *et al*., 2009).

El incremento en el riesgo de introducción de una especie facilita también su establecimiento y dispersión; por ejemplo, el incremento de la presión de propágulos, el potencial de mover especies que no han coevolucionado junto a otras de la región de origen, la posibilidad de sobrevivir durante el transporte debido a mejores tecnologías o la ayuda proporcionada por los humanos, ya sea voluntaria o involuntariamente (mediante modificación de hábitat o por cambio climático) (Wilson *et al*., 2009). Como se verá en el capítulo 26, el cambio climático provoca, entre otros efectos, alteraciones en los mecanismos de transporte e introducción de especies, por ejemplo mediante la modificación del patrón de circulación de las corrientes y cambios en las restricciones climáticas que facilitan la sobrevivencia y el establecimiento de organismos que antes pudieron estar limitados a ciertas regiones debido a los umbrales de temperatura (Hellmann *et al*., 2008).

El manejo de las vías o rutas de introducción es considerado como la primera línea de defensa para

prevenir las invasiones biológicas (Hulme, 2009). A este respecto, para poder establecer las medidas de gestión es necesario determinar en qué especies o grupos de especies deben enfocarse las prioridades de atención, ya que hay que considerar que no todas las especies presentan el mismo nivel de riesgo y que los recursos para la atención de todas las especies exóticas no serían suficientes.

Para estipular cuáles de estas especies podrían tener los impactos más severos y, por lo tanto, poder establecer prioridades de atención se han utilizado ampliamente las herramientas de análisis de riesgo (Leung *et al*., 2002) que proporcionan los fundamentos científicos necesarios (Baptiste *et al.,* 2010) y el apoyo técnico para la toma de decisiones en situaciones de incertidumbre (Sutter y Barnthouse, 2007).

En el ámbito internacional existen varios convenios que establecen lineamientos para el desarrollo de diversos tipos de análisis de riesgo, con diferentes enfoques; algunos ejemplos son las normas internacionales de medidas fitosanitarias ISPM 2 e ISPM 11 (IPPC, 2004 y 2007) de la Convención Internacional de Protección Fitosanitaria (IPPC) o los análisis de riesgo del Código Sanitario para Animales Acuáticos (OIE, 2012) y el Código Sanitario para Animales Terrestres (OIE, 2011) de la Organización Mundial de Sanidad Animal. Estas instancias establecen los lineamientos mínimos para que los países signatarios los utilicen como fundamentos técnicos para el establecimiento de restricciones de importación, medidas sanitarias, permisos de comercio, resolución de conflictos, etcétera.

De acuerdo con la Agencia Europea de Medio Ambiente "un análisis de riesgo de especies invasoras implica una evaluación exhaustiva de la posibilidad de entrada, establecimiento o dispersión de una especie en un territorio determinado, y las potenciales consecuencias biológicas y económicas asociadas, tomando en cuenta las posibles opciones de manejo que pudieran prevenir su dispersión o sus consecuencias" (EEA, 2010). Estos análisis se dividen en dos partes: 1] la evaluación del riesgo, en la que se evalúa el peligro que pudiera presentar la especie, y 2] el manejo del riesgo, en el que se plantean posibles estrategias para mitigar o reducir el mismo (Andersen *et al*., 2004). Se trata de un proceso complejo que requiere una considerable inversión de tiempo y capital humano y financiero (EEA, 2010). El análisis de riesgo para la biodiversidad por especies invasoras implica la participación de equipos interdisciplinarios, ya que involucra temas como ecología, economía y estadística. La ecología examina las características de las especies y las condiciones ambientales para determinar su potencial invasivo en un determinado ecosistema; la economía calcula las condiciones de transporte de estas especies y los costos de prevención y control, y la estadística provee metodologías que permiten realizar análisis rigurosos para obtener valores de probabilidad (Leung *et al.,* 2002; Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras, 2010).

TIPOS DE ANÁLISIS DE RIESGO

Existen diferentes metodologías de análisis de riesgo; algunas están dirigidas a grupos de organismos específicos, otras proveen lineamientos más generales o están orientadas a las rutas de introducción. Cada caso debe analizarse de manera individual y no se debe olvidar que el escenario depende de la especie, el ecosistema, la ruta de introducción, la frecuencia de introducción, la época del año, los daños potenciales y los beneficios potenciales, entre otros (Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras, 2010).

Debido a la importancia que ha adquirido la atención de las invasiones biológicas y los problemas asociados a las mismas, muchos gobiernos e institutos de investigación desarrollaron, o están en el proceso de desarrollar, protocolos de análisis de riesgo para predecir la invasividad de las especies exóticas (Verbrugge *et al*., 2010). Estos análisis de riesgo se aplican como herramientas preventivas para verificar qué especies exóticas que aún no han sido introducidas presentan un riesgo para el país, o para evaluar las especies exóticas que ya están en el país pero que todavía no han revelado su potencial de invasión y pueden ser identificadas y erradicadas antes de establecerse y perdurar hasta el punto de volverse invasoras (Baptiste *et al*., 2010).

Los protocolos existentes varían mucho en su orientación; algunos fueron diseñados para tomar en cuenta las particularidades de distintos grupos taxonómicos, como la herramienta para evaluar especies de peces de aguas continentales (Freshwater Fish Invasiveness Scoring Kit, FISK), desarrollada por Copp y colaboradores (2009). Otros protocolos de análisis de riesgo tienen un enfoque genérico, es decir, sus preguntas están planteadas de manera suficientemente general como para poder evaluar todo tipo de especies exóticas. Los análisis de riesgo también difieren mu-

cho en sus requerimientos de información; uno de los más completos es el UK Risk Assessment Scheme for all Non-native Species (Baker *et al.*, 2005; 2008), con un concepto modular que incluye un análisis preliminar de 14 preguntas para determinar si la especie exótica necesita ser evaluada más a fondo, y un análisis de riesgo muy detallado de 51 preguntas para evaluar el potencial de introducción, establecimiento y dispersión de la especie exótica, así como para determinar el grado de los impactos económicos, sociales, a la salud humana y al medio ambiente. Los seis módulos adicionales permiten identificar atributos invasivos de la especie, evaluar las vías de introducción, la vulnerabilidad de los ecosistemas receptores y los impactos, y también permiten sumar los riesgos, asociar la incertidumbre y realizar la selección de opciones de manejo de riesgo (Verbrugge *et al.*, 2010).

Estas herramientas tienen ciertos criterios en común que han sido considerados como estándares para todos los análisis debido a que están basados en variables con un valor predictivo comprobado (Baptiste *et al.*, 2010). Como se mencionó, los análisis de riesgo en general se dividen en dos partes. En la primera parte se considera por lo menos el riesgo de las tres etapas de invasión, es decir, el riesgo de introducción, el establecimiento y la dispersión. En la segunda parte se contemplan las consecuencias del establecimiento, es decir, el riesgo de los impactos y la capacidad de manejo de la especie en cuestión (Mendoza *et al.*, 2011). Algunos análisis de riesgo no toman en cuenta la primera etapa de invasión o lo hacen con menor detalle, debido a que esta fase ya se considera en la selección de las especies; es decir, el punto de partida para empezar el análisis de riesgo es que la especie ya haya sido introducida (Verbrugge *et al.*, 2010).

La mayoría de los criterios utilizados en los análisis de riesgo consideran: 1] la similitud climática con las condiciones del lugar de origen; 2] los antecedentes de invasión, es decir, la historia de la introducción y el establecimiento en otros países; 3] la presión del propágulo, es decir, el número de eventos de liberación y número de organismos liberados, y 4] los impactos conocidos en otros países, por ejemplo, el potencial depredador o de competencia, de transmisión de enfermedades, de hibridización, etc. (Baptiste *et al.*, 2010). La figura 1 ilustra un ejemplo de esquema de evaluación de riesgo utilizado para organismos acuáticos.

INCERTIDUMBRE Y ANÁLISIS DE RIESGO

Es indispensable que los análisis de riesgo indiquen la incertidumbre asociada al resultado que se obtiene. Se pueden presentar diferentes tipos de incertidumbre respecto a la metodología, el evaluador o la información (Verbrugge *et al.*, 2010). La incertidumbre relacionada con la metodología se refiere a limitaciones en el proceso de evaluación de riesgo y debe ser indicada en el protocolo de la metodología. Este tipo de incertidumbre requiere que el método se revise y modifique a medida que se detecten errores o conforme se desarrollen nuevas metodologías de análisis de riesgo (Mendoza *et al.*, 2009). La incertidumbre relacionada con el evaluador está asociada a errores humanos y la subjeti-

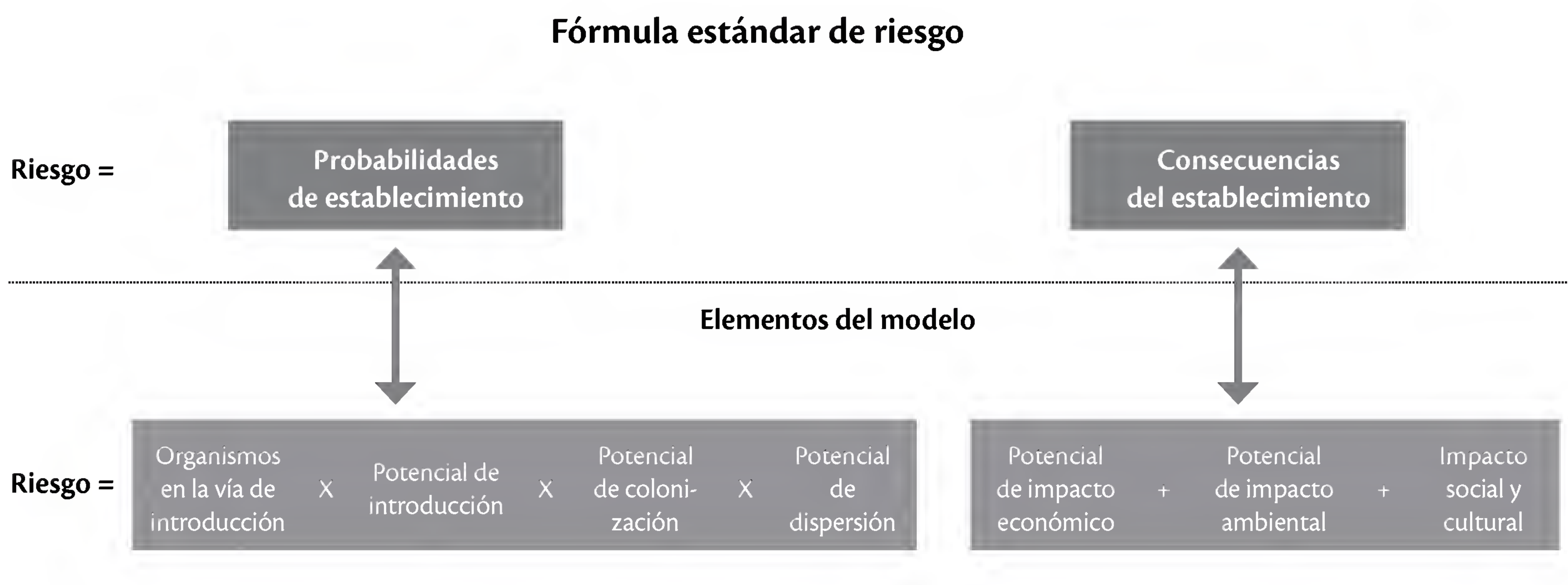


Figura 1. Modelo simplificado de evaluación de riesgo para especies acuáticas (Mendoza *et al.*, 2009).

vidad (Verbrugge *et al.*, 2010), mientras que la incertidumbre asociada a la información utilizada se refiere a información faltante o incompleta, datos inconsistentes o contradictorios, información no actualizada o variabilidad de los sistemas biológicos. La incertidumbre es una parte inherente de cualquier metodología de análisis de riesgo y, en los casos en los que falta información, esta deficiencia eventualmente se puede subsanar generando nueva información mediante investigación adicional.

Al comparar algunos de los diferentes análisis de riesgo utilizados se encontró que las primeras dos fuentes de incertidumbre, metodología y evaluador, no se toman en cuenta explícitamente en la mayoría de los análisis; sin embargo, todos incluyen alguna forma de manejo de incertidumbre o vacíos de información (Verbrugge *et al.*, 2010). El apartado de incertidumbre para el análisis de riesgo desarrollado por el equipo del PERAL (Plant Epidemiology and Risk Analysis Laboratory, APHIS USDA), y que se está tomando como base para el sistema aplicado en México, incluye los tres tipos de incertidumbre en una sola calificación, y esto se le indica al evaluador como parte de las instrucciones para uso del procedimiento. En dicho sistema los valores de incertidumbre se analizan utilizando una simulación Monte Carlo, que identifica posibles resultados mediante un juego de diferentes valores aleatorios que permite proporcionar un valor total para la incertidumbre del análisis de riesgo (Koop *et al.*, 2011).

ANÁLISIS DE RIESGO PARA ESPECIES ACUÁTICAS EN MÉXICO Y AMÉRICA DEL NORTE

En México, la estrategia nacional para prevención, control y erradicación de especies invasoras establece, dentro de las acciones prioritarias del objetivo estratégico 1, que se implementarán herramientas de análisis de riesgo en actividades relacionadas con importación, uso, comercio o movimiento de especies exóticas, invasoras o nativas traslocadas, además de que se realizarán análisis de riesgo para las especies invasoras más nocivas. Los resultados esperados incluyen contar con modelos predictivos y análisis de riesgo de rutas de introducción, desarrollados y actualizados continuamente, y tener listas de especies clasificadas por categorías de riesgo (Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras, 2010). Un reto importante para la implementación de este objetivo no sólo incluye el desarrollo o la adaptación de herramientas existentes para México, sino la armonización de las mismas entre las diferentes instituciones, en caso de que tengan atribuciones conjuntas.

En el ámbito regional el reto es similar; sin embargo, existen diferentes foros en los que se ha comenzado a desarrollar el tema de análisis de riesgo para especies invasoras. En el marco de la Comisión de Cooperación Ambiental de América del Norte (CCA), los países de la región desarrollaron directrices trinacionales para la evaluación de riesgos de las especies acuáticas exóticas invasoras, tomando como modelo una evaluación realizada por el equipo de trabajo sobre especies acuáticas dañinas (Aquatic Nuisance Species Task Force, ANSTF) de Estados Unidos. Para evaluar estas directrices se realizaron los estudios de caso del pez cabeza de serpiente (familia Channidae) y de los plecostomos (familia Loricariidae) en aguas continentales de América del Norte, que produjo un documento de trabajo conjunto para evaluar el riesgo de especies exóticas acuáticas (Mendoza *et al.*, 2009).

En el caso de las plantas, las autoridades sanitarias de la región trabajan en el marco de la Organización Norteamericana de Protección a las Plantas (NAPPO) para desarrollar lineamientos sanitarios trinacionales para la prevención de riesgos. A partir de 2011, con base en el trabajo del panel de especies invasoras, la NAPPO reconoció la importancia de incluir a las plantas acuáticas dentro de sus actividades, por lo que éstas podrán evaluarse de acuerdo con los mismos lineamientos (NAPPO, 2011).

Estas dos iniciativas son de suma importancia ya que proporcionan herramientas armonizadas para la evaluación de riesgo de especies acuáticas en la región.

En el ámbito nacional ya se han llevado a cabo diversos análisis de riesgo. En el caso de peces se han realizado análisis de 371 peces de ornato, de los cuales cuatro obtuvieron calificaciones que los clasifican como invasores de alto impacto (Mendoza *et al.*, en prensa). Finalmente, uno de los requisitos para los proyectos que desde 2010 ha apoyado la Conabio es la entrega de análisis de riesgo de las especies estudiadas; actualmente se han desarrollado o se encuentran en proceso de desarrollo 20 estudios que permitirán contar con información relevante, clara y transparente para poder tomar decisiones bien fundamentadas.

Los análisis de riesgo son indispensables y forman parte esencial de los programas integrales de especies invasoras. En primera instancia son indispensables para prevenir e identificar especies potencialmente in-

vasoras, pero también para la regulación de dichas especies y, si ya están establecidas, para definir acciones para su control y manejo, incluyendo la comunicación de los riesgos al público en general.

REFERENCIAS

Andersen, M.C., H. Adams, B. Hope y M. Powell. 2004. Risk assessment for invasive species. *Risk Anal.* **24**(4):787-793.

Baker, R.H.A., R. Black, G.H Copp, P.E. Hulme, K.A. Haysom y M.B. Thomas. 2005. UK non-native organism risk assessment scheme user manual, Version 3.3, dated 28-02-2005. Disponible en: <*https://secure.fera.defra.gov.uk/nonnativespecies/index.cfm?sectionid=51*> (consultada el 1 de marzo de 2010).

Baker, R.H.A., R. Black, G.H. Copp, K.A. Haysom, P.E. Hulme, M.B. Thomas, A. Brown, M. Brown, R.J.C. Cannon, J. Ellis, M. Ellis, R. Ferris, P. Glaves, R.E. Gozlan, J. Holt, L. Howe, J.D. Knight, A. MacLeod, N.P. Moore, J.D. Mumford, S.T. Murphy, D. Parrott, C.E. Sansford, G.C. Smith, S. St-Hilaire y N.L. Ward. 2008. *The UK risk assessment scheme for all non-native species. NEOBIOTA biological invasions – from ecology to conservation.*

Baptiste, M.P., N. Castaño, D. Cárdenas, F.P. Gutiérrez, D.L. Gil y C.A. Lasso (eds.). 2010. Análisis de riesgo y propuesta de categorización de especies introducidas para Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá.

Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras. 2010. Estrategia nacional sobre especies invasoras en México, prevención, control y erradicación. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la biodiversidad – Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.

Copp, G.H., L. Vilizzi, J.D. Mumford, G.V. Fenwick, M.J. Godard y R.E. Gozlan. 2009. Calibration of FISK, an invasiveness screening tool for non-native freshwater fishes. *Risk Anal.* **29**(3):457-467.

Cusak, C., M. Harte y S. Chan. 2009. The economics of invasive species. Oregon Invasive Species Council. Sea Grant, Oregon.

EEA. 2010. Towards an early warning and information system for invasive alien species (IAS) threatening biodiversity in Europe. European Environment Agency, Copenhague, Technical report 5.

Emerton, L., y G. Howard. 2008. A toolkit for the economic analysis of invasive species. Global Invasive Species Programme, Nairobi.

Everett, R.A. 2000. Patterns and pathways of biological invasions. *Trends Ecol. Evol.* **15**:177-178.

Hellmann, J.J., J.E. Byers, B.G. Bierwagen y J.S. Dukes. 2008. Five potential consequences of climate change for invasive species. *Conserv. Biol.* **22**:534-543.

Hulme, P. 2009. Trade, transport, and trouble: Managing invasive species pathways in an era of globalization. *J. Appl. Ecol.* **46**:10-18.

Hernández-Martínez. 2002. Reunión nacional de trucha. 15-16 de agosto, 2002. Toluca, Sagarpa, Inapesca.

IPPC. 2007. ISPM 2. Marco para el análisis de riesgo de plagas. Convención Internacional de Protección Fitosanitaria. Disponible en: <*www.ippc.int/file_uploaded/1181056526487_NIMF02_2007_S.pdf*>.

IPPC. 2004. ISPM 11. Análisis de riesgo de plagas para plagas cuarentenarias, incluido el análisis de riesgos ambientales y organismos vivos modificados. Convención Internacional de Protección Fitosanitaria. Disponible en: <*www.ippc.int/file_uploaded/1323945243_ISPM_11_2004_En_2011-11-29_Refor.pdf*>.

Kolar, C. 2004. Risk assessment and screening for potentially invasive fishes. *New Zeal. J. Mar. Fresh.* **38**:391-397.

Koop, A.L., L. Fowler, L.P. Newton y B.P. Caton. 2011. Development and validation of a weed screening tool for the United States. *Biol. Invasions* **14**:273-294.

Leung, B., D.M. Lodge, D. Finoff, J.F. Shogren, M.A. Lewis y G. Lamberti. 2002. An ounce of prevention or a pound of cure: Bioeconomic risk analysis of invasive species. *P. Roy. Soc. B-Biol. Sci.* **269**:2407-2413.

Mendoza, R., B. Cudmore, R. Orr, J.P. Fisher, S. Contreras Balderas, W.R. Courtenay, P. Koleff, N. Mandrak, P. Álvarez Torres, M. Arroyo Damián, C. Escalera Gallardo, A. Guevara Sanginés, G. Greene, D. Lee, A. Orbe Mendoza, C. Ramírez Martínez y O. Stabridis Arana. 2009. *Directrices trinacionales para la evaluación de riesgos de las especies acuáticas exóticas invasoras*. Comisión para la Cooperación Ambiental de América del Norte, Montreal.

Mendoza, R., P. Koleff, C. Ramírez-Martínez, P. Álvarez-Torres, M. Arroyo-Damián, C. Escalera-Gallardo, A. Orbe-Mendoza. 2011. La evaluación de riesgos por especies acuáticas exóticas invasoras: una visión compartida para Norteamérica. *Ciencia Pesquera* **19**(2): 65-75.

Mendoza, R., V. Segovia Aguirre, L. Gutiérrez-Berumen (en prensa). Análisis de riesgo de especies exóticas de peces ornamentales dulceacuícolas regularmente importados en México, Inapesca.

NAPPO. 2011. DD 03. La función de la Organización Norteamericana de Protección a las Plantas para abordar las especies exóticas invasoras. Documento de discusión de la NAPPO. Disponible en: <*www.nappo.org/es/data/files/download/Discussion%20Docs/NAPPO%20IAS%20Discussion%20Doc%2003%2012-07-2012-s.pdf*>.

OIE. 2011. Código sanitario para los animales terrestres. Organización Mundial de Sanidad Animal. Disponible en: <*www.oie.int/es/normas-internacionales/codigo-terrestre/acceso-en-linea/*>.

OIE. 2012. Código sanitario para los animales acuáticos. Organización Mundial de Sanidad Animal. Disponible en: <*www.oie.int/es/normas-internacionales/codigo-acuatico/acceso-en-linea/*>.

Pimentel, D., L. Lach, R. Zúñiga y D. Morrison. 2000. Environmental and economic costs of non-indigenous species in the United States. *Bioscience* **50**:53-65.

Pimentel, D. 2001. Agricultural invasions, en S.A. Levin (ed.), *Encyclopedia of biodiversity*, vol. 1, San Diego, California, Academic Press, pp. 71-83.

Pimentel, D., S. McNair, J. Janecka, J. Whightman, C. Sim-

monds, C. O'Connell, E. Wong, L. Russel, J. Zern, T. Aquino y T. Tsomondo. 2001. Economic and environmental threats of alien plant, animal and microbe invasions. *Agr. Ecosyst. Environ.* **84**:1-20.

Pimentel, D., R. Zúñiga y D. Morrison. 2005. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecol. Econ.* **52**:273-288.

Sutter II, G.W., y L.W. Barnthouse. 2007. Ecological risk assessment. CRC Press, Taylor y Francis Group.

Verbrugge, L.N.H., R.S.E.W. Leuven y G. van der Velde. 2010. Evaluation of international risk assessment protocols for exotic species. Institute for Water and Wetland Research, Department of Environmental Sciences y Department of Animal Ecology and Ecophysiology, Nijmegen, Países Bajos.

Wilson, J.R.U., E.E. Dormontt, P.J. Prentis, A.J. Lowe y D.M. Richardson. 2009. Something in the way you move: Dispersal pathways affect invasion success. *Trends Ecol. Evol.* **24**:136-144.

4 RIESGO DE INTRODUCCIÓN Y MEDIDAS DE PREVENCIÓN

Roberto Mendoza Alfaro*

* Autor para recibir correspondencia: <roberto.mendoza@yahoo.com>

Mendoza, R. 2014. Riesgo de introducción y medidas de prevención, en R. Mendoza y P. Koleff (coords.). *Especies acuáticas invasoras en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, pp. 85-93.

RESUMEN

La acuicultura, la siembra de peces, la utilización de peces como carnada, el manejo de recursos y la investigación pueden implicar riesgos que conlleven a la propagación de especies invasoras acuáticas. Dentro de estas actividades, el movimiento de peces, alevines, huevos, agua, embarcaciones y equipo puede propagar algunas especies invasoras. El primer paso en el proceso de Análisis de Riesgos y Puntos Críticos de Control (HACCP) es saber si una actividad plantea un riesgo. La de producción de crías y de carnada, la de manejo de recursos y las actividades de investigación son diversas y complejas, de la misma manera que los riesgos de introducción de especies invasoras. La mayoría de las operaciones suponen un riesgo muy bajo; sin embargo, sin una evaluación adecuada de los riesgos de las operaciones individuales, las especies no deseadas se pueden introducir inadvertidamente. El HACCP es un enfoque flexible que hace hincapié en los procedimientos y su verificación, lo que garantiza que las operaciones impliquen un riesgo mínimo de propagación de especies no deseadas. El HACCP se basa en siete principios: 1] Realizar un análisis de riesgos. 2] Identificar los puntos críticos de control (CCP) en el proceso. 3] Establecer controles para cada CCP identificado. 4] Establecer los requisitos de monitoreo de los CCP. 5] Establecer las medidas correctivas que han de adoptarse cuando el monitoreo indica que hay una desviación de un límite crítico establecido. 6] Establecer procedimientos para verificar que el proceso HACCP está funcionando correctamente. 7] Establecer procedimientos eficaces para el mantenimiento de registros.

ABSTRACT

Aquaculture, fish stocking, wild baitfish harvest, resource management and research activities may pose risks that lead to the spread of aquatic invasive species (AIS). Movements of fish, fingerlings, eggs, water, boats, and equipment can potentially spread AIS. Knowing whether an activity poses a risk is the first step in the Hazard analysis and critical control points (AIS-HACCP) process. Hatchery and baitfish operations, and resource management, research, and enforcement activities are diverse and complex, as are the risks for spreading AIS. Most operations pose a very low risk; however, without the adequate risk assessment of individual operations, unwanted species may spread accidentally. AIS-HACCP is a flexible approach that stresses appropriate procedures and verification that can ensure that operations pose minimal risk in spreading unwanted species. Seven HACCP principles have been developed: 1] Conduct a hazard analysis. 2] Identify the critical control points (CCP) in the process. 3] Establish controls for each CCP identified. 4] Establish CCP monitoring requirements. 5] Establish corrective actions to be taken when monitoring indicates that there is a deviation from an established critical limit. 6] Establish procedures to verify that the HACCP process is working correctly. 7] Establish effective record-keeping procedures.

INTRODUCCIÓN

Los organismos exóticos pueden introducirse accidentalmente en una nueva región por medio de diferentes mecanismos. Una revisión de los peces exóticos introducidos en aguas continentales de Estados Unidos por Fuller *et al.* (1999) reveló 16 especies de peces introducidos mediante la acuicultura. Algunas de estas introducciones corresponden a siembras realizadas desde 1918. Por otra parte, en un estudio reciente sobre la introducción de especies exóticas en el Golfo de México se encontró que 29 especies fueron introducidas en esta región por la vía del agua de lastre y 23 por la acuicultura (Mendoza Alfaro *et al.,* 2012). A pesar de que la acuicultura como actividad constituye una importante herramienta de conservación de recursos, puede tener impactos duraderos, principalmente por la propagación accidental de especies no objetivo o "polizonas", lo que ha sido un problema desde los inicios de la acuicultura. Desafortunadamente, la preocupación expresada por los biólogos e investigadores sobre la contaminación biológica no ha pesado más que la actividad de introducir especies para recreación, conservación o necesidades humanas. Para enfrentar esta problemática, las universidades de la red "Sea Grant" adaptaron un instrumento de planificación del sector para ayudar a la acuicultura privada en la prevención de la propagación de especies acuáticas invasoras. Se trata del Análisis de Riesgos y Puntos Críticos de Control (HACCP), originalmente creado por la compañía Pillsbury en los años sesenta para el control de la seguridad, especialmente la seguridad microbiológica de los alimento procesados de los astronautas que viajaban al espacio. Esta metodología ha sido modificada como una herramienta para el manejo de vías y vectores con el propósito de evitar la propagación indeseada de especies invasoras. En la actualidad se ha modificado aún más en lo concerniente a los recursos naturales, de tal manera que cuenta con un gran potencial para reducir la amenaza que representan las especies indeseables de plantas y animales y otros organismos biológicos que pueden contaminar los recursos naturales ya establecidos (Pitman, 2003). La planificación HACCP implica una revisión exhaustiva de acciones, lo que proporciona un método sistemático para identificar amenazas producto de la contaminación por parte de especies indeseables. El proceso de planificación resalta estratégicamente los puntos de control críticos en los que se deben usar acciones específicas para eliminar o reducir significativamente el riesgo de contaminación de especies indeseables. Al mismo tiempo, la planificación HACCP provee una importante fuente de referencia que permite mejorar, con el tiempo, los procedimientos y procesos.

La frecuencia de introducciones no intencionales de especies exóticas en áreas que van más allá de los límites de su distribución natural ha sido enorme. Pimentel (2001) estima que en los últimos 10 000 años más de 400 000 especies han sido trasladadas de una región de la Tierra a otra por el movimiento de los humanos; de estas introducciones la mayoría es no intencional (Gollasch, 2006; Hulme *et al*., 2008). Movimientos de esta magnitud se explican lógicamente por la escala y la creciente rapidez del transporte de personas y bienes sobre el planeta. Existen varios ejemplos de introducciones no intencionales, entre los que destacan la de la carpa negra (*Mylopharyngodon piceus*), la cual llegó a Estados Unidos como un contaminante en un cargamento de carpa herbívora (Nico y Williams, 1996). De la misma manera fue introducida la carpa plateada (*Hypophthalmichthys molitrix*), también como especie contaminante con la carpa herbívora (NAS, 2012). Otras especies invasoras, como la rana toro (*Lithobates catesbeiana*), se han introducido numerosas veces de manera accidental. La dispersión de la especie se debe a que, en aquellos lugares donde habita originalmente y existen operaciones de acuicultura, los renacuajos se mezclan con los alevines de peces cultivados y son alimentados involuntariamente junto con éstos. Al ser sembrados los alevines suelen ir también larvas de ranas toro que colonizan así nuevos ríos o estanques. Una vez asentada una población, su gran capacidad de desplazamiento les permite dispersarse activamente de forma muy efectiva (de Urioste y Bethencourt, 2001).

Un aspecto fundamental en la industria de la acuicultura es la bioseguridad, entendida como la protección de los organismos vivos por la exclusión de patógenos y otros organismos indeseables. Así, la bioseguridad en acuicultura significa proteger peces o invertebrados de los agentes infecciosos (virus, bacterias, hongos o parásitos) (Pietrak *et al*., 2010). Esto atañe igualmente al medio ambiente, ya que la mayor parte de las operaciones acuícolas tienen contacto directo con el medio natural. Así, los patógenos y parásitos introducidos en las poblaciones silvestres son capaces de alterar la dinámica de éstas (Grenfell y Dobson, 1995), y los brotes de enfermedades virulentas pueden diezmar a poblaciones que inmunológicamente no estén preparadas (Dobson y

May, 1986). En los casos en que las poblaciones de vida silvestre son importantes para la sociedad humana como alimento o para recreación, los costos económicos de un brote de la enfermedad pueden ser enormes (Burroughs *et al*., 2002), y la erradicación es en general más costosa. De aquí que tanto la FAO como la OMS hayan recomendado la aplicación del concepto HACCP para programas de acuicultura de agua dulce para controlar las infecciones de tremátodos transmitidas a los seres humanos, particularmente porque las enfermedades pueden ser severas y las incidencias muy elevadas en las áreas endémicas (Lima dos Santos y Howgate, 2011). Uno de los experimentos clásicos se llevó a cabo en Asia por un equipo multidisciplinario de expertos en salud pública, parasitología, acuicultura, extensionismo de pesca e inspección de peces (Garrett *et al*., 1997). Este estudio experimental se realizó en Vietnam y consistió en llevar a cabo un cultivo de peces en dos estanques. En uno de los estanques experimentales los peces fueron cultivados de acuerdo con los principios HACCP y los peces del estanque de control fueron cultivados según las prácticas de acuicultura convencionales en el ámbito local. El equipo examinó el sistema de producción y descompuso todo el proceso en etapas para producir un diagrama de flujo del proceso. En cada etapa se evaluó la existencia de peligros y riesgos para la salud pública. El suministro de agua, las crías, el alimento de los peces y las condiciones del estanque experimental fueron identificados como puntos críticos de control. Se aplicaron los principios HACCP de análisis de peligros, medidas preventivas, límites críticos, vigilancia, mantenimiento de registros y procedimientos de verificación relativos a los puntos críticos de control, y los resultados del estudio mostraron que existían huevos de *Clonorchis sinensis*, peces infectados con las metacercarias de este tremátodo, así como la presencia del huésped intermediario, el caracol *Melanoides tuberculata* en los estanques de cultivo. Una gran parte (45%) de los animales del estanque de control estuvieron contaminados con tremátodos, mientras que en el estanque en donde se aplicaron los principios HACCP no se detectaron tremátodos en ningún pez.

Así como para los aspectos técnicos, un plan HACCP establece procedimientos para la gestión del plan, por ejemplo para monitorear su eficacia; para revisar periódicamente el plan si fuera necesario, a la luz de nuevos acontecimientos; revisión de los periodos de tiempo en el control y las acciones correctivas, y la documentación completa de actividades para el rastreo de eventuales fallas en el control (Lima dos Santos y Howgate, 2011). Este tipo de prácticas preventivas se ha extendido en la acuicultura y actualmente se han aplicado ampliamente para el control de patógenos virales en el cultivo de camarón (Jahncke, *et al.* 2002; Briggs *et al*., 2004; Browdy, 2005; FAO, 2007), así como para bacterias, e incluso la metodología se utiliza desde la fase del sitio de selección de la granja (Reilly y Kaferstein, 1997). De hecho, en Asia se desarrolló un programa que cuida la calidad del producto desde la granja hasta el consumidor (Fig. 1) aplicando HACCP en todos los

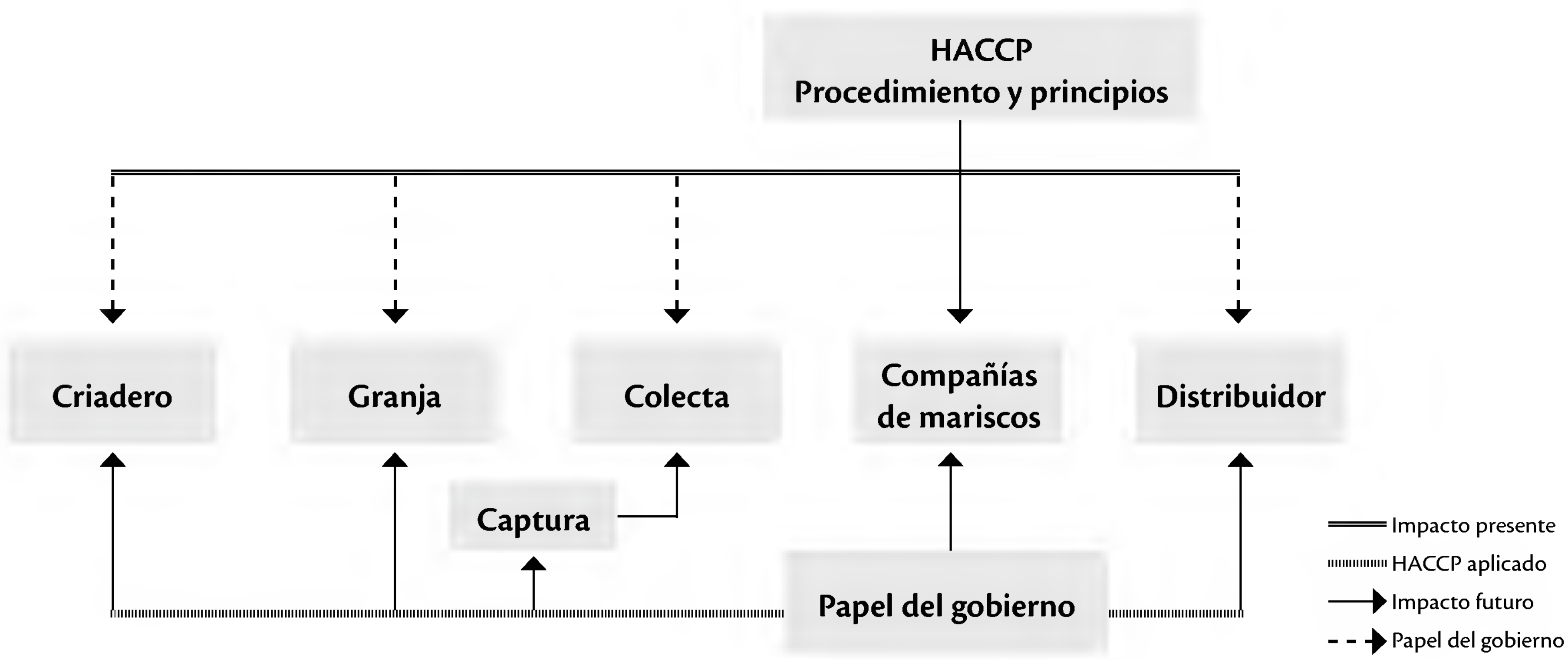


Figura 1. La aplicación de HACCP y el papel del gobierno en la cadena de producción de camarón en el delta del Mekong, Vietnam (fuente: Thanh Loc, 2003).

pasos del proceso de producción, y en el procesado y distribución de los camarones (Thanh Loc, 2003).

La metodología ha sido tan bien aceptada por los acuicultores y las agencias federales en Estados Unidos que existe una propuesta para que todos los acuicultores la adopten (Gall y Rivara, 2000). Esta metodología también ha sido utilizada en otras actividades; por ejemplo se ha empleado con gran éxito en los puertos y marinas de California para evitar la introducción y dispersión de organismos bioincrustantes en los barcos que navegan por la costa de California y los que son transportados de California hacia otras áreas (Taylor Johnson y González, 2007). En particular, para evitar el transporte accidental de macrófitas y fauna asociada (*e.g.*, mejillón cebra) e incluso de agua, ya que existen varias especies invasoras con etapas de vida planctónica, especialmente aquellas con reproducción partenogenética, como los cladóceros invasores *Bythotrephes cederstroemi* y *Daphnia lumholtzi* (Johnson *et al.*, 2001).

La planificación mediante el HACCP

Ésta es una metodología sistemática, proactiva y preventiva para asegurar la calidad, seguridad y confiabilidad de los productos (WHO, 2003). En el caso de las especies invasoras, se ha adaptado para tener una aproximación estructurada que aplica principios técnicos y científicos para analizar, evaluar, prevenir y controlar los riesgos o consecuencias adversas de la presencia de estas especies. De esta manera, el proceso de planeación estratégico HACCP elimina o minimiza riesgos (especies no deseadas o contaminantes) en puntos críticos de control, antes de ser introducidos en nuevas localidades. Como se ha mencionado, en las actividades productivas como la acuicultura o en el manejo de los recursos naturales, las especies de plantas, animales o enfermedades (como patógenos y parásitos) pueden distribuirse sin control y convertirse en especies invasoras. Algunos ejemplos de movilidad inadvertida de las especies incluyen la recolección y movilización planeada de plantas o animales para su preservación, reubicación, restauración o recreación. Otra consideración importante incluye el equipo utilizado en actividades de campo como camionetas, el equipo de muestreo como redes o trampas y la vestimenta y el calzado de los trabajadores. La razón es que éstos también pueden ser vectores para la propagación de especies.

El proceso HACCP documenta el quién, qué, por qué, dónde, cuándo y cómo.

Como base estructural para una forma estratégica de actuar, la planeación HACCP enfoca la atención en los puntos de control críticos en los que se podrían evitar o eliminar las especies indeseadas; los riesgos documentados e identificados y los métodos usados para eliminar las especies indeseables les dan a los acuicultores y a los administradores de recursos naturales información confiable para la toma de decisiones consistentes. Los planes bien concebidos permiten a las personas encargadas de tomar las decisiones poder analizar los riesgos de propagación de especies que vayan en contra de los beneficios de la actividad que realicen. En el caso de algunos vectores, mientras no se encuentren mejores procedimientos de eliminación, los riesgos identificados pueden ser mayores que los beneficios.

Es indispensable que se reúna un equipo multidisciplinario para llevar a cabo el análisis, ya que la variedad de opiniones y la discusión contribuyen a la identificación de los puntos críticos que se deberán controlar, además de asegurar que no se ignorarán pasos importantes. A continuación se presenta un resumen del manual de adiestramiento de HACCP para especies invasoras, editado por Gunderson y Kinnunen (2002).

Pasos de la planeación HACCP

1] Realizar un análisis de riesgo. Preparar una lista de pasos del proceso en los que ocurren los peligros significativos y describir las medidas preventivas.
2] Identificar los puntos críticos de control (CCP) en el proceso.
3] Establecer controles para cada CCP identificado.
4] Establecer requisitos de monitoreo de CCP, mediante procedimientos para utilizar los resultados del monitoreo y ajustar el proceso y mantener el control.
5] Establecer medidas correctivas que deberán adoptarse cuando el monitoreo indique una desviación de un límite crítico establecido.
6] Establecer procedimientos para verificar que el proceso HACCP está funcionando correctamente.
7] Establecer procedimientos efectivos de mantenimiento de registros que documentan el proceso HACCP.

Los equipos formados para la planeación HACCP deberán describir el proceso de producción, identificar los riesgos, separar los puntos de control críticos de

los simples puntos de control y describir los procedimientos para eliminar los riesgos. También deberán establecer los límites de control y detallar qué hacer cuando se excedan estos límites. El plan final deberá proveer la documentación para verificar que los procedimientos especificados fueron seguidos.

1] Realizar un análisis de riesgo

Una buena forma para el enfoque del análisis de riesgo es dividirlo en dos actividades: generación de ideas y evaluación de riesgos; la generación de ideas servirá para enumerar los posibles riesgos que se pueden encontrar en cada paso operativo. El equipo conformado para planear el HACCP utilizará su lista de especies indeseables, que son el objetivo del trabajo, para evaluar los riesgos, considerando la probabilidad de que se presente el riesgo y la severidad del mismo. En general, la estimación del riesgo se basa en una combinación de experiencia, información publicada en la literatura técnica y datos de las especies invasoras potenciales. Sin embargo, la planeación HACCP se centra de manera exclusiva en los riesgos importantes que son razonablemente probables. Sin este enfoque sería tentador intentar controlar demasiado y perder de vista los riesgos realmente relevantes.

2] Identificar los puntos críticos de control (CCP) en el proceso

Para cada uno de los riesgos significativos identificados durante el análisis de riesgos (principio 1) deben existir uno o más puntos críticos de control (CCP), en los que se pueda controlar mejor el riesgo. Los CCP son cualquier punto, paso o procedimiento en el que se puedan controlar las especies potencialmente invasoras. Muchos puntos no identificados como CCP en el diagrama de flujo pueden resultar ser puntos de control valiosos, en los cuales las medidas de prevención rutinarias ayudarían a alcanzar los objetivos generales. Sin embargo, la planeación HACCP puede perder el enfoque si se identifican innecesariamente muchos puntos de control como CCP. Sólo los mejores puntos para controlar riesgos importantes se consideran CCP. La diferenciación entre CCP y simples puntos de control varía de actividad a actividad y depende de la operación. El árbol de decisiones de CCP utiliza una serie de preguntas para ayudar a identificar los CCP (Fig. 2).

3] Establecer controles para cada CCP identificado

Se deben establecer uno o más controles para cada CCP identificado en el análisis de riesgos. Las medidas de control son las acciones y estrategias que pueden utilizarse para prevenir o eliminar el riesgo de que se presente una especie invasora o reducirla a un nivel aceptable. Un riesgo debe ser controlado si es razonable que éste pueda ocurrir, y si al no controlarlo adecuadamente resultara en un riesgo inaceptable de propagación de especies indeseables a nuevos hábitats.

En la práctica, las medidas de control abarcan una amplia gama de acciones. Por ejemplo, en el caso de peces no deseados, si existiera una diferencia de tamaño, se podrían separar por tallas con un dispositivo. En el caso de invertebrados y sus huevos no deseados se pueden separar de los peces haciendo nadar a éstos a contracorriente, aprovechando la poca habilidad de nado de los invertebrados. En el caso de las plantas acuáticas, lo más recomendable es eliminar todos los fragmentos. En cuanto a los patógenos, es necesario eliminar el lodo de las botas y equipo, y sobre todo etiquetar éste para posteriormente lavarlo a fondo; también es recomendable establecer baños de cloro para los pies antes de entrar a las instalaciones. Las redes, además de lavarlas, se pueden congelar para evitar que sobrevivan microorganismos o huevos durmientes de invertebrados.

Es posible que no se pueda eliminar o prevenir totalmente un riesgo; en algunos casos, y con algunos riesgos, puede ser que la minimización sea el único objetivo razonable del plan HACCP. Aunque la minimización de riesgos es aceptable en algunos casos, es importante que se consideren todos los riesgos. Cuando los planes HACCP no pueden controlar riesgos de manera satisfactoria, se requieren otros enfoques para evitar la propagación.

A menudo, el mejor lugar para controlar un riesgo es en el punto de entrada o el primer paso que se toma al comenzar una actividad, aunque esto no siempre es válido, ya que los CCP pueden estar a varios pasos del punto en el que se introduce el riesgo importante (USFWS-NCTC, 2011).

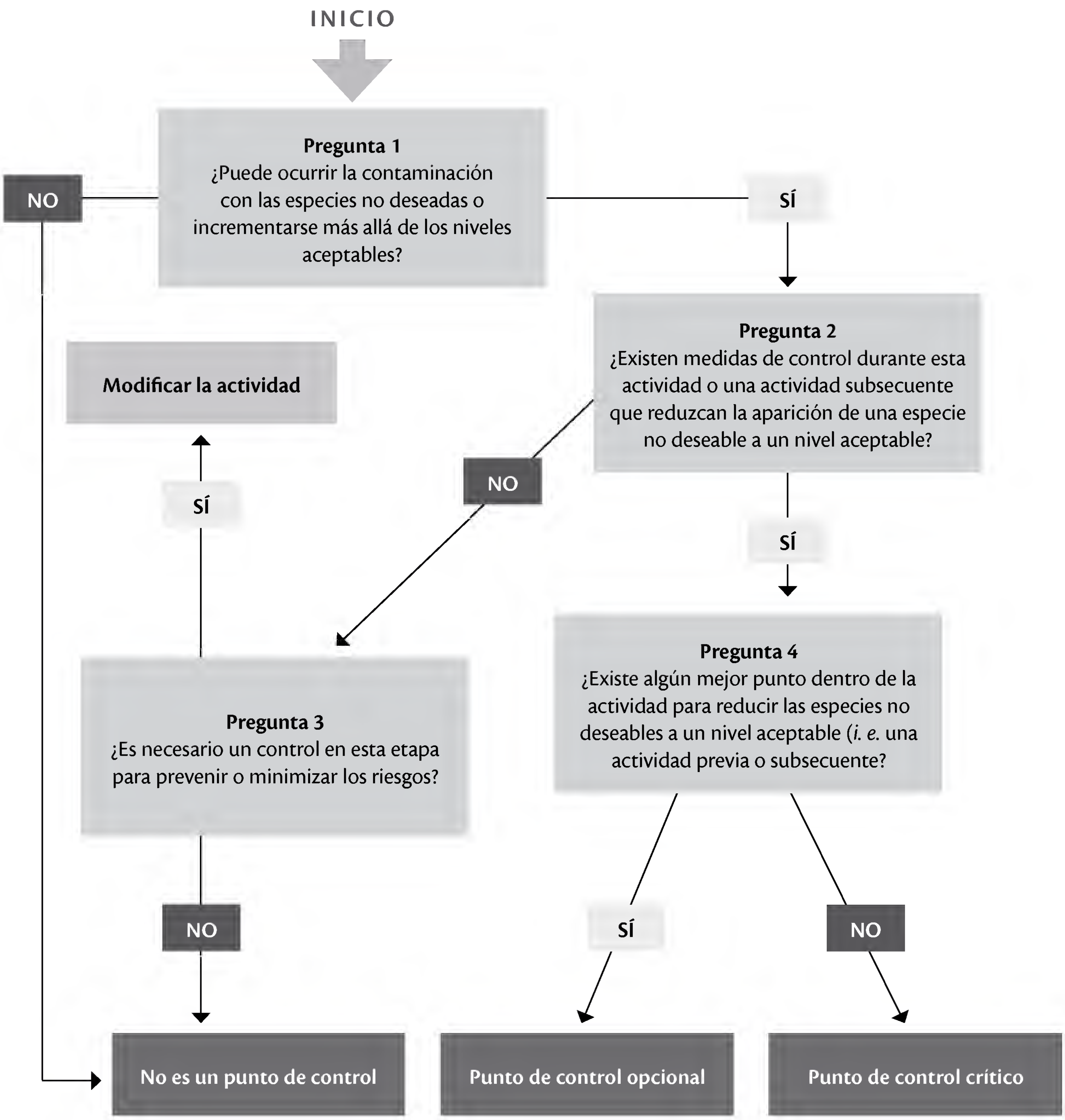


Figura 2. Diagrama de decisión para identificar puntos críticos de control (fuente: USFWS-NCTC, 2011).

Establecimiento de límites para los controles
Se definen límites de control para asegurar que las especies indeseables sean eliminadas o que no utilicen la actividad como una vía de entrada. Si el proceso se desvía de los límites establecidos por el control, se deben tomar acciones correctivas para asegurar que las especies indeseables no eludan un punto de control crítico. Se utilizan pruebas combinadas con información científica para establecer límites de control. En general, se recomienda utilizar controles que pueden ser cuantificados y medidos en concentraciones, unidades de tiempo o cantidades de algún factor para controlar la efectividad. Por ejemplo, congelar las redes durante 24 h a –4 °C o meter los peces en un canal de corriente rápida, exponiéndolos a un flujo de 1.67 metros/segundo. Las variaciones de estas especificaciones podrían significar que especies contaminantes eludieran los controles establecidos. Es necesario investigar los límites y documentarlos claramente durante la planeación para que los encargados de implementar el plan HACCP puedan supervisar en forma efectiva los esfuerzos que se hacen para evitar errores que pueden ser costosos.

Si el monitoreo muestra una tendencia hacia la falta de control en un CCP, el personal debe actuar antes de que se sobrepase el límite de control. El punto en el que el personal toma tal acción se denomina límite operativo; los límites operativos son más estrictos, por lo que se establecen a un nivel que debe ser alcanzado antes de que se viole el límite del control.

4] Establecer requisitos de monitoreo de CCP

El monitoreo es importante para garantizar que los controles diseñados para eliminar o minimizar los riesgos de las especies invasoras se cumplan constantemente. El monitoreo preciso indica cuándo hay una pérdida de control en un CCP y una desviación de un límite de control. Cuando un límite de control está comprometido, es necesaria una acción correctiva. La revisión de los registros del monitoreo y definir el último valor registrado que cumpla con el límite de control pueden determinar la magnitud del problema que necesita corrección. El monitoreo también proporciona un registro de que la producción y los procesos se completaron, en cumplimiento del plan HACCP. Los procedimientos de monitoreo se utilizan para determinar si están siendo cumplidas las medidas preventivas y si se están respetando los límites de control.

El monitoreo puede ser continuo o intermitente, y siempre que sea posible debe llevarse a cabo de manera continua.

5] Establecer medidas correctivas

Las medidas correctivas son procedimientos que se siguen cuando se produce una desviación de un límite determinado en un punto de control crítico. Se deben adoptar medidas correctivas cuando los controles en un CCP han sido rebasados. Cuando sea posible, se deben determinar estas acciones mientras se desarrolla el plan HACCP. Estas acciones correctivas deben establecer procedimientos para restaurar el control del proceso y determinar la disposición ambientalmente segura del producto o equipo afectados. Puede ser posible y siempre es deseable corregir el problema inmediatamente. Las acciones correctivas pueden ser: aislar los peces para una evaluación segura, usar una medida alternativa para desinfectar las redes, utilizar un método diferente para separar las especies invasoras de los peces, etcétera.

6] Procedimientos de verificación

La verificación es importante en la planeación HACCP, pues asegura que los procedimientos en los CCP estén funcionando. La revisión regular de calibraciones, control y documentación de acciones correctivas permite a los supervisores saber si los límites de operación están eliminando especies indeseables. La verificación incluye exámenes para revisar si los planes HACCP están funcionando y si se están siguiendo. Además de verificar CCP, los planificadores de HACCP deben elaborar un calendario de verificación para el proceso completo.

La validación, un componente de la verificación, suministra evidencias objetivas de que el plan se basa en información científica y que representa un enfoque válido para controlar la propagación de especies no deseables durante el manejo de recursos. El equipo HACCP o supervisores externos deben validar los componentes del plan antes de confiar en el plan HACCP para el control de riesgos. Las estrategias de planificación deben revisarse regularmente y actualizarse para incorporar técnicas nuevas.

7] Procedimientos de mantenimiento de registros

El mantenimiento de registros precisos es una parte esencial de un programa exitoso de HACCP. Los registros proporcionan la documentación que asegura que se hayan cumplido los límites de control o que se tomaron las acciones correctivas apropiadas cuando se sobrepasan los límites. Asimismo, proporcionan un medio de control, por lo que pueden hacerse ajustes para evitar la contaminación de AIS. Son cuatro los tipos de registros que se requieren: 1] el plan HACCP y los documentos de apoyo; 2] los registros de monitoreo; 3] los registros de acciones correctivas, y 4] los registros de verificación.

Finalmente vale la pena señalar que la planificación HACCP facilita la comunicación entre el gobierno y la industria, ya que al adoptar este tipo de prácticas transparentes y sólidas es más fácil revisar que se hayan llevado a cabo. Y puesto que son procesos documentados comparables con otros protocolos para desarrollar un trabajo similar, pueden ser revisados por pares. Por otra parte, al quedar un expediente documentado, éste puede dar lugar a prácticas de buen manejo de la actividad. Por último, una conveniencia adicional de elaborar planes HACCP es que ayudan a

identificar las mejoras que requieren tanto el equipo como las instalaciones, además de proporcionar un mecanismo de certificación.

Existe una excelente herramienta en línea conocida como asistente de planeación, elaborada para realizar con facilidad la planeación HACCP y con la cual resulta muy fácil clasificar puntos críticos de control y puntos de control. Esta herramienta está disponible en la página web <*www.haccp-nrm.org/Wizard/default.asp*>.

REFERENCIAS

Briggs, M., S. Funge-Smith, R. Subasinghe y M. Phillips. 2004. Introductions and movement of *Penaeus vannamei* and *Penaeus stylirostris* in Asia and the Pacific. FAO, RAP Publication, 2004/10.

Browdy, C.L. 2005. Development of farm management protocols and regulatory controls for improved biosecurity and disease prevention in marine shrimp farming, en *The first Korea-U.S. Seminar and Workshop on the Sustainable Marine Shrimp Culture: Challenges and Opportunities for the Future of Marine Shrimp Farming*. August 8-12, 2005. West Sea Fisheries Research Institute Incheon, Republic of Korea, pp. 29-30.

Burroughs, T., S. Knobler y J. Lederberg (eds.). 2002. *The emergence of zoonotic diseases: Understanding the impact on animal and human health*. National Academy Press, Washington, DC.

de Urioste, R., J.A. y M.J. Bethencourt. 2001. Rana toro y sapo marino: la amenaza que viene. *Medio ambiente Canarias* **21**:26-30.

Dobson, A.P., y R.M. May. 1986. Patterns of invasions by pathogens and parasites, en H.A. Mooney y J.A. Drake (eds.), *Ecology of biological invasions of North America and Hawaii*. Springer Verlag, Nueva York, pp. 58-76.

FAO. 2007. Improving *Penaeus monodon* hatchery practices. Manual based on experience in India. FAO Fisheries Technical Paper. No. 446, Roma.

Fuller, P.L., L.G Nico y J.D. Williams. 1999. Non-indigenous fishes introduced into inland waters of the United States. American Fisheries Society, Special Publication 27, Bethesda, Maryland.

Gall, K., y G. Rivara. 2000. HACCP guide for the aquaculture industry. Northeast Regional Aquaculture Center, No. 00-005.

Garrett, E.S., C. Lima dos Santos y L. Michael Jahncke. 1997. Public, animal, and environmental health implications of aquaculture. *Emerg. Infect. Dis.* **3**(4):453-457.

Gollasch, S. 2006. Overview on introduced aquatic species in European navigational and adjacent waters. *Helgoland Mar. Res.* **60**:84-89

Grenfell, B.T., y A. Dobson. 1995. *Ecology of infectious diseases in natural populations*. Cambridge University Press, UK.

Gunderson, J., y R.E. Kinnunen. 2002. AIS-HAACP aquatic invasive species – hazard analysis and critical control point training curriculum. Minnesota, Sea Grant Publications Number: MN SG–F11.

Hulme, P.E., S. Bacher, M. Kenis, S. Klotz, I. Kühn, D. Minchin, W. Nentwig, S. Olenin, V. Panov, J. Pergl, P. Pysek, A. Roques, D. Sol, W. Solarz y M. Vilà. 2008. Grasping at the routes of biological invasions: A framework for integrating pathways into policy. *J. Appl. Ecol.* **45**:403-414

Jahncke, M.L., C. Browdy, M.H. Schwarz, A. Segars, J. Silva, D.C. Smith, y A. Stokes. 2002. Application of HACCP principles as a risk management tool to control viral pathogens at shrimp aquaculture facilities. Virginia Sea Grant Program, VSG-02-10.

Johnson, L.E., A. Ricciardi y J.T. Carlton. 2001. Overland dispersal of aquatic invasive species: A risk assessment of transient recreational boating. *Ecol. Appl.* **11**(6):1789-1799

Lima dos Santos, C.A.M., y P. Howgate. 2011. Fishborne zoonotic parasites and aquaculture: A review. *Aquaculture* **318**:253-261

Mendoza Alfaro, R., S. Luna Peña, Y. Gómez Mancha, P. Álvarez Torres y F. Sánchez Alejandro. 2012. Pathways analysis of aquatic invasive species in the Gulf of Mexico Large Marine Ecosystem. GEF International Waters Science Conference. 24-26 September, 2012. United Nations Conference Centre, Bangkok.

Middlemas, K. 1994. Local angler hooks a peculiarity. *The News Herald* (September 25), Panama City.

NAS. 2012. Silver carp *Hypophthalmichthys molitrix*. Disponible en: <*http://nas.er.usgs.gov/queries/FactSheet.aspx?speciesID=549*>.

Nico, L.G., y J.D. Williams. 1996. Risk assessment on black carp (Pisces: Cyprinidae). Final report to the Risk Assessment and Management Committee of the Aquatic Nuisance Species Task Force. U.S. Geological Survey, Biological Resources Division, Gainesville, Florida.

Pietrak M., D. Leavitt y M. Walsh. 2010. Biosecurity on the Farm – Guidelines and resources for developing a biosecurity plan. NRAC Publication No. 208.

Pimentel, D. 2001. Agricultural invasions. En: S. A. Levin (ed.), *Encyclopedia of biodiversity vol. 1*. San Diego, California, Academic Press, pp. 71-83.

Pitman, B. 2003. Preventing spread of non-target species: <*www.haccp-nrm.org*>.

Reilly, A., y F. Kaferstein. 1997. Food safety hazards and the application of the principles of the hazard analysis and critical control point (HACCP) system for their control in aquaculture production. *Aquacult. Res.* **28**:735-752.

Taylor Johnson, L., y J.A. González. 2007. Rock the boat! Balancing invasive species, antifouling and water quality for boats kept in saltwater. Regents of the University of California, September 2007, California Sea Grant College Program Report No. T-064.

Thanh Loc, V.T. 2003. Quality management in shrimp supply chain in the Mekong Delta, Vietnam: Problems and measures. ASEAN Studies Centre, Discussion paper No. 43.

U.S. Fish & Wildlife Service – National Conservation Training Center (USFWS-NCTC). 2011. HACCP- hazard analysis & critical control point planning to prevent the spread of invasive species. D. Britton, P. Heimowitz, S. Pasko, M. Patterson, and J. Thompson (eds.).

World Health Organization. 2003. Application of hazard analysis and critical control point (HACCP) methodology to pharmaceuticals. WHO Technical Report Series, No. 908, 2003. Annex 7.

5 EL SISTEMA DE INFORMACIÓN SOBRE ESPECIES INVASORAS

Ana Isabel González Martínez,* Yolanda Barrios Caballero,
Georgia Born-Schmidt y Patricia Koleff Osorio

* Autor para recibir correspondencia: <agonzalez@conabio.gob.mx>

González, A.I., Y. Barrios, G. Born-Schmidt y P. Koleff. 2014. El sistema de información sobre especies invasoras, en R. Mendoza y P. Koleff (coords.), *Especies acuáticas invasoras en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, pp. 95-112.

RESUMEN

El Sistema de Información sobre Especies Invasoras (SIEI) forma parte del Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad (SNIB) de la Conabio. Su función principal es recopilar y documentar la situación de las especies invasoras en México, con el fin de proporcionar datos e información científica a los tomadores de decisiones de diferentes sectores. Otro objetivo del sistema es identificar los vacíos de información para apoyar proyectos enfocados en solventar estas carencias. En los últimos años se desarrolló un sistema enfocado específicamente en la captura de datos sobre especies invasoras, incluyendo preguntas sobre análisis de riesgo para las especies. Esta herramienta se ha desarrollado por etapas y es interoperable con otros sistemas de información sobre especies invasoras en los ámbitos nacional, regional y global. Actualmente, los datos se utilizan, entre otras cosas, para la elaboración de mapas de distribución potencial, elaboración de opiniones técnicas especializadas, análisis de riesgo y actividades de difusión, entre otros. Algunos de los retos para los siguientes años incluyen optimizar el acceso al sistema en diferentes formatos, para distintos tipos de usuarios, establecer lazos más estrechos de cooperación con diferentes instituciones y desarrollar mecanismos para agilizar la obtención de datos y la actualización de la información.

ABSTRACT

The Invasive Species Information System (ISIS) is part of Conabio's National Information System on Biodiversity (NISB). Its main objective is to gather and document the situation of invasive species in Mexico in order to provide data and scientific information to decision makers in different sectors. An additional goal of this System is to detect knowlwdage gaps with the aim of funding specific projects focused on filling those gaps. Over the last few years, a system tailored for the capture of invasive species data has been developed, comprising risk analysis information needs. The development of this tool has been in stages and it is interoperable with other invasive species information systems, at national, regional and global levels. To date the data have been used, among others, to develop potential distribution models, technical documents, risk analysis and outreach activities. Some of the challenges for the future include improving information access to the system in different formats, for various types of users, strengthen collaboration ties with different institutions and develop strategies to increase the flow and review of information.

ANTECEDENTES

La Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio) fue concebida como una organización de investigación aplicada, promotora de investigación básica, para compilar y generar información sobre biodiversidad, desarrollar capacidades humanas en el área de informática de la biodiversidad y ser fuente pública de información y conocimiento accesible para toda la sociedad. Creada en 1992, como una comisión intersecretarial con carácter permanente, tiene la misión de promover, coordinar, apoyar y realizar actividades dirigidas al conocimiento de la diversidad biológica, así como a su conservación y uso sustentable para beneficio de la sociedad. Dicho en otras palabras, se trata de una institución que genera inteligencia sobre el capital natural de México, que sirve de puente entre la academia, el gobierno y la sociedad y población local, la cual debe ser un actor central en las acciones de conservación y manejo de la biodiversidad (Conabio, 2011; 2012a).

Entre las funciones principales de la Conabio está instrumentar y operar el Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad (SNIB), como lo establece el artículo 80, fracción V de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA), para brindar datos, información y asesoría a diversos usuarios, así como instrumentar las redes de información nacionales y mundiales sobre biodiversidad; dar cumplimiento a los compromisos internacionales en materia de biodiversidad adquiridos por México, y llevar a cabo acciones orientadas a la conservación y el uso sustentable de la biodiversidad del país. El SNIB se ha constituido en un sistema dinámico que tiene diversos componentes con grandes cantidades de información, obtenida y mantenida principalmente por los científicos del país, pero también del extranjero (Conabio, 2012a).

Tanto en el ámbito internacional como en el nacional el impacto de las especies invasoras sobre la biodiversidad local pasó casi inadvertido hasta hace pocos años; las acciones emprendidas para su atención eran aisladas y puntuales (Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras, 2010). Sin embargo poco a poco se detectaron casos de alto perfil que requerían información técnica detallada para tomar decisiones. Por esto, desde el año 2000, la Conabio comenzó a emitir opiniones técnicas relacionadas con especies exóticas que representaban un riesgo para la biodiversidad del país. Tal fue el caso de la palomilla de nopal (*Cactoblastis cactorum*), que representa una amenaza para las cactáceas mexicanas y a partir de la cual se publicó un artículo (Soberón *et al.*, 2001), o el abejorro europeo *Bombus terrestris*, utilizado en varias partes del mundo como polinizador de cultivos en invernaderos (Conabio, 2000). También se llevaron a cabo diversos esfuerzos para determinar cuáles eran las especies invasoras de mayor riesgo para el país, tanto aquellas que ya estaban establecidas como las que presentaban el riesgo de entrar (Conabio *et al.*, 2006).

Asimismo, se comenzó a participar en varias iniciativas regionales como el grupo de trabajo de conservación de la biodiversidad (BCWG) de la Comisión de Cooperación Ambiental de América del Norte (CCA), que señaló la importancia de colaborar de manera regional en la materia (CCA, 2003), y el panel de especies invasoras de la Organización Norteamericana de Protección a las Plantas (NAPPO), en los cuales colaboran varias instituciones mexicanas de gobierno y académicas como la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (Conanp), la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat), la Universidad Autónoma de Nuevo León (UANL), el Instituto Politécnico Nacional (IPN) y el Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agroalimentaria (Senasica-Sagarpa), con sus contrapartes de Canadá y Estados Unidos (NAPPO, 2011).

En su calidad de órgano asesor en materia de biodiversidad, y tomando en consideración que para enfrentar el problema de las especies invasoras es imprescindible que quienes toman decisiones cuenten con información accesible, basada en el conocimiento científico más actualizado, la Conabio detectó la necesidad de incluir información específica en el SNIB, mediante un sistema de información sobre especies invasoras. Es así como en 2001 la Conabio echa a andar, con el apoyo de la CCA, el desarrollo de un prototipo para iniciar la compilación de información sobre especies invasoras (Conabio, 2001), y en 2007 consolida el Sistema de Información sobre Especies Invasoras (SIEI) con el fin de cubrir la necesidad de reunir e incrementar la información existente sobre esta problemática que cada vez adquiría mayor importancia para la biodiversidad de México (Conabio, 2007a).

A partir de entonces se han detectado con más detalle las necesidades de información sobre especies invasoras, tanto por parte de los diferentes usuarios como por los asesores y el personal de la Conabio. Por este motivo, se ha complementado el modelo de da-

tos, así como el contenido del SIEI, con el fin de que sea una fuente adecuada para brindar información confiable, útil, actualizada y completa que ayude en la toma de decisiones.

DESARROLLO DEL SISTEMA DE INFORMACIÓN SOBRE ESPECIES INVASORAS

Uno de los aspectos centrales del SIEI fue adecuar la estructura de datos, para facilitar su ingreso, actualización, acceso e interoperabilidad.

La plataforma de integración de información: Biótica

La plataforma en la que se encuentra la información del SIEI es el Sistema de Información Biótica 5.0 (Conabio, 2009) que ha sido diseñado especialmente para el manejo de datos curatoriales, nomenclaturales, geográficos, bibliográficos y de parámetros ecológicos. Biótica tiene la ventaja de que opera en forma modular tanto en la estructura de la base de datos como en su sistema (programas), tomando en cuenta la gran variedad de necesidades de la comunidad biológica. Con el propósito de ayudar de una forma confiable y sencilla en la captura y actualización de la información, la Conabio ofrece cursos sobre el uso de Biótica para los capturistas y responsables de todos los proyectos financiados por la Conabio (2012c). En el caso de proyectos sobre especies invasoras, la información generada debe ser capturada en esta plataforma.

Una de las principales características del SNIB es que toda la información que ingresa es sometida a un proceso de control de calidad. La Conabio cuenta con un área dedicada exclusivamente a la revisión de la información de los proyectos, que verifica que la estructura y el contenido sean correctos y congruentes antes de ser incorporados al SNIB y por lo tanto al SIEI (Conabio, 2012a).

Con el incremento paulatino del número de solicitudes de información sobre especies exóticas e invasoras fue necesario incluir los campos adicionales necesarios para cumplir mejor en tiempo y en dar respuesta a las diversas solicitudes. Durante el desarrollo de la propuesta se establecieron las siguientes necesidades del sistema:

1. Brindar la posibilidad de hacer búsquedas automatizadas con la finalidad de responder de manera más rápida a las solicitudes. Para ello era fundamental definir los términos y diseñar catálogos de vocabulario controlado, lo suficientemente específicos para cubrir los requerimientos de los diferentes grupos taxonómicos, pero tan generales como para permitir tener un sistema único que incluyera la información de los distintos grupos de especies.
2. Ser dinámico para permitir incluir información conforme se fuera obteniendo y alimentar la información por especie (o taxones superiores o inferiores), de manera que la información se pudiera actualizar fácilmente, con datos de diferentes fuentes; esto para que los reportes sobre información de las especies (fichas) no sean estáticos ni estén desactualizados.
3. Permitir a diferentes usuarios capturar la información fácilmente y de manera clara, evitando confusión en los términos y las secciones.
4. Contener datos para la elaboración de análisis de riesgo y opiniones técnicas, que siguen protocolos con preguntas específicas.
5. Permitir incluir información de la especie tanto en su región de origen como en las regiones donde se reporte como invasora.
6. Cumplir con los requerimientos de control de calidad de la Conabio.
7. Capacidad de incluir la información de proyectos sobre especies invasoras anteriores al desarrollo del SIEI, como los que se apoyaron en la convocatoria para fichas de especies invasoras en 2006.
8. Ser compatible con otros sistemas de información sobre especies invasoras, con el fin de poder colaborar con varias redes de información regionales e internacionales (es decir, ser interoperable con base en estándares reconocidos).

El desarrollo de un sistema que permitiera cubrir todas estas necesidades tuvo cuatro etapas. En la primera etapa se revisó la estructura de los diferentes módulos y versiones de Biótica y varios sistemas de información sobre especies invasoras: GISIN (2007), NAS-USGS (USGS, 2004), ISSG (GISD, 2007) y IABIN-I3N (IABIN-I3N, 2007), con la finalidad de identificar los atributos comunes y revisar que sus contenidos estuvieran completos; esto fue de gran utilidad para poder resaltar aquellos campos para los cuales era más probable obtener información. La propuesta se cotejó con los campos que ya incluía Biótica 5.0. De manera paralela se hizo una revisión en el SNIB sobre el tipo de información de los diferentes proyectos apoyados por la

Conabio en años anteriores. Esto se hizo con el propósito de conocer el tipo de información que se entregaba comúnmente para proyectos con especies nativas, distinguir el tipo de información que se podría obtener de manera más sencilla para especies invasoras e incluir los campos en la primera versión del sistema de información. Una vez identificados los vacíos y los campos que podrían ser de utilidad, se desarrolló la estructura de la primera versión del sistema. Un reto importante fue construir catálogos para incluir información de carácter global, ya que el SNIB se concibió para integrar únicamente información del país. Por ejemplo, con los tipos de vegetación de México que han sido descritos es posible desarrollar catálogos que cubren el territorio a partir de las definiciones publicadas. Sin embargo, no existen aún acuerdos de clasificación de la vegetación en el ámbito global; las que hay son a nivel de bioma y apenas se están realizando dichas clasificaciones para Europa (IAVS, 2009) y Norteamérica (CEC, 2005). Por ello, a pesar de que no es un estándar aprobado internacionalmente, se elaboró un catálogo general con ejemplos de tipos de vegetación presentes en otras partes del mundo, que incluye equivalencias con la vegetación mexicana, y en el que se pueden agregar nuevos tipos de vegetación, según sea necesario, como, por ejemplo, el fynbos de Sudáfrica.

Para la segunda etapa, que coincidió con la convocatoria de proyectos de especies invasoras de 2008, se desarrollaron seis secciones con 29 apartados, de los cuales 24 ya estaban desarrollados en forma de catálogo para búsquedas automatizadas. En esta etapa se incluyeron también catálogos de países y el de ecorregiones mundial del WWF (Olson *et al.*, 2001; Spalding *et al.*, 2007, y Abell *et al.*, 2008), para poder ubicar, con diversos criterios geoespaciales, el origen de las especies.

En 2011 se incorporaron al sistema nuevas adecuaciones con base en la retroalimentación de los responsables de los proyectos que se recibió en esta convocatoria, además de considerar el tipo de datos necesarios que se detectó a partir de los proyectos de la convocatoria de 2006. Esto fue fundamental para actualizar y mejorar la propuesta de catálogos de vocabulario controlado y sirvió de base para las modificaciones y cambios que se llevaron a cabo en esta tercera etapa. Esta versión constaba de siete secciones, con 30 apartados. En esta etapa se comenzó a agregar a la estructura de la base de datos los campos necesarios para poder responder a preguntas más específicas de los análisis de riesgo, así como secciones cuya información es más complicada de obtener y que requeriría proyectos o estudios específicos.

Con el fin de facilitar su utilización entre los diferentes usuarios, durante la segunda y tercera etapas se desarrollaron materiales adicionales, como manuales de ejercicios específicos para los cursos de Biótica, catálogos de correspondencias entre las ecorregiones de WWF y los países donde éstas se encuentran, así como descriptores de la información que se requiere en cada campo. Se documentaron catálogos con las reglas de captura de información correspondiente y se señalan las equivalencias de cada uno de estos campos con campos similares en otros sistemas de información sobre especies invasoras, en caso de haberlas; esto se utiliza para facilitar el intercambio de información y la interconexión de sistemas. Estos avances no sólo facilitan la captura de información sino que permiten establecer lineamientos de control de calidad para que la información sea consistente.

Actualmente se desarrolla una nueva versión del sistema, que estará lista, a la par de sus descriptores, a mediados de 2013, y que consta de nueve secciones con 59 apartados; de éstos, 10 están en formato de texto libre. Las secciones incluyen ya los campos para documentar la información que permite responder a las preguntas requeridas por un análisis de riesgo completo, así como para producir una ficha de información básica de la especie. El resultado será un sistema más completo para la captura y análisis de información sobre especies invasoras, sus rutas de introducción e impactos que se han registrado. Las diferentes versiones del sistema se han sometido a revisión de pares tanto por especialistas en diferentes grupos taxonómicos como por expertos en sistemas de información.

Con la publicación en 2010 de la Estrategia Nacional sobre Especies Invasoras en México: Prevención, Control y Erradicación, se consolidó aún más la importancia del desarrollo del SIEI; en el análisis de fortalezas, oportunidades, debilidades y amenazas se identificó que la información sobre especies invasoras disponible para los diversos sectores era insuficiente y estaba dispersa, y mediante el establecimiento de las metas para el año 2020, se planteó contar con "información científica y técnica, relevante, oportuna y accesible, que genere capacidades en diversos sectores para atender las prioridades relacionadas con las especies invasoras". Es decir, uno de los resultados esperados de esta meta es contar con información por medio del SIEI (Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras, 2010).

CONTENIDOS EN EL SISTEMA DE INFORMACIÓN

El principal objetivo del SIEI es recopilar la información sobre especies reportadas como exóticas e invasoras, tanto las que ya están establecidas en México como aquellas que son de alto riesgo potencial para la biota mexicana, así como especies nativas traslocadas invasoras.

Varios de los diversos componentes del SNIB los tiene también el SIEI, es decir, catálogos de autoridades taxonómicas, datos de ejemplares, datos con información sobre las especies, imágenes, fotografías e ilustraciones, publicaciones y cartografía.

Listado de especies

Uno de los principales productos del SIEI es el listado de especies invasoras en México, que es una de las consultas más solicitadas por los usuarios. A la fecha se ha compilado un listado de 1 340 especies exóticas, de las cuales 674 se han identificado como invasoras de importancia para México ya sea por encontrarse en el país o porque existe riesgo de que se introduzcan (cuadro 1).

El listado se ha elaborado con base en diferentes fuentes entre las que se encuentran publicaciones científicas, tesis, análisis de riesgo, reportes oficiales o comunicación con especialistas; estos documentos son una fuente importante de información para el listado. La comunicación personal con los expertos es indispensable, ya que en el caso de las invasiones biológicas el tiempo es de suma importancia para identificar y controlar una invasión antes de que sea demasiado tarde. Dos puntos de partida importantes son:

- Los listados oficiales para México, por ejemplo las especies contenidas en la NOM-043-FITO-1999. Especificaciones para prevenir la introducción de malezas cuarentenarias a México (*DOF*, 1999), así como listados de especies que han sido evaluadas por otros sectores, como Sanidad Animal, Forestal, sector salud, etc. Estas especies se revisan y, en caso de que se identifique un posible riesgo para la biodiversidad, se incluyen en el listado.
- Las publicaciones de análisis de riesgo. Las especies para las que ya ha sido analizado el riesgo para México y que se han identificado como invasoras se incluyen en el listado. En el caso de especies invasoras acuáticas se cuenta ya con los análisis de riesgo para diferentes especies de peces, principalmente provenientes del acuarismo (Mendoza-Alfaro *et al.*, 2010). También se consideran análisis de riesgo realizados en otros países o regiones, por ejemplo los de Pacific Island Ecosystems at Risk Project (USFS-PIER, 2012), los del Plant Epidemiology and Risk Analysis Laboratory (PERAL) del USDA (USDA-APHIS, 2012) y los Análisis de Riesgo y Propuesta de Categorización de Especies Introducidas para Colombia (Baptiste *et al.*, 2011). Las especies que ya se identifican como invasoras para otros países, que ocasionen graves daños, y que ya se encuentran o que podrían ser introducidas a México se incluyen también en el listado. El listado está siendo evaluado actualmente, mediante una metodología especializada, para producir un primer listado oficial para el país (véanse los capítulos 6 y 7).

Es importante mencionar que no todas las especies invasoras para otros países forzosamente serán invasoras en México o que su introducción sea factible, ya que es necesario tener en cuenta diversos factores; por

Cuadro 1. **Número de especies registradas en el SIEI, por grupos de organismos**

Grupo	*Especies*
Bacterias y virus	3
Algas	114
Hongos	11
Plantas vasculares	862
Protozoa	1
Poríferos	5
Cnidarios	7
Platelmintos	11
Anélidos	18
Briozoarios	6
Crustáceos	43
Insectos y arácnidos	42
Moluscos	26
Tunicados	12
Peces	102
Anfibios	4
Reptiles	24
Aves	19
Mamíferos	21
Total	1 331

Fuente: Conabio, 2012b.

ejemplo, la relación con las rutas de introducción y la viabilidad para su establecimiento, por lo que aunque las especies estén enlistadas para otros países no son incluidas en el SIEI sin el análisis pertinente.

La información compilada por la Conabio se ha tomado como base para identificar las especies que conformarán los listados requeridos por las modificaciones de 2010 a la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente y a la Ley General de Vida Silvestre (*DOF*, 2010). Cabe mencionar que el listado oficial deberá ser publicado mediante un comunicado en el *Diario Oficial de la Federación* y el cumplimiento con lo estipulado en el comunicado será de carácter obligatorio. El listado de la Conabio, aunque está basado en información confiable y ha sido utilizado como base para toma de decisiones y desarrollo de planes de manejo, no representa el listado oficial para el país, ya que tiene otros propósitos, como se mencionó antes (Apéndice).

Información sobre la biología de las especies invasoras

El SIEI incluye información sobre las características que presentan las especies exóticas invasoras. En lo posible, se utilizan catálogos de vocabulario controlado. Éstos se dividen en las siguientes categorías:

- Información general: usos, origen y distribución de la especie; se indica también si la especie se encuentra en listados o fichas de otros sistemas de información y su estatus como invasora en México.
- Distribución: área de distribución de la especie en su lugar de origen, y como invasora en México y otros países.
- Ambiente: datos de parámetros ambientales en donde se localiza la especie. Incluye información acerca del clima, hábitat, tipo de ambiente, tipo de vegetación, tanto de su lugar de origen como en donde es invasora, lo que permite identificar diferencias entre la distribución original, distribución como especie invasora en México y distribución como especie invasora en otros países.
- Historia natural: datos demográficos, poblacionales, etológicos, ecológicos, entre otros, de la especie considerados relevantes para estimar el estado actual y posible riesgo de la especie invasora, como abundancia, conducta, reproducción, alimentación, depredadores, forma de dispersión, mecanismos de defensa, etcétera.
- Introducción: historia de la introducción, motivos, mecanismos de invasión y vías de introducción.
- Impactos, manejo y mitigación: información relacionada con los impactos que ocasionan, los diferentes tipos de manejo, las campañas de educación, el marco legal (nacional e internacional) que las rige y los beneficios reportados por su uso.
- Riesgo de establecimiento e invasión: información relacionada con el potencial invasivo de la especie, sus efectos en otras especies y en el ecosistema, especies asociadas, potencial de hibridación con especies nativas, plasticidad ambiental, plasticidad reproductiva y potencial de naturalización.
- Análisis de riesgo: información relacionada con los resultados de las evaluaciones de riesgo de la especie, con base en diferentes metodologías.

La información sobre las especies también se obtiene en literatura científica publicada; proyectos específicos, consultas a expertos y colaboraciones con otras instituciones. Se cuenta además con una base de datos de referencias bibliográficas y toda la información utilizada está debidamente referenciada.

Existen además diversas bases de datos en el ámbito internacional en las que también se ha compilado información sobre las principales especies invasoras en diferentes regiones del mundo. Entre las más utilizadas para alimentar el SIEI se encuentran las siguientes:

- Global Invasive Species Database de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) (GISD, 2007)
- Invasive Species Compendium de CAB International (CABI, 2012)
- Global Invasive Species Information Network (GISIN, 2007)
- Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe (DAISIE, 2012)
- Nonindigenous Aquatic Species (NAS) del USGS (USGS, 2004)

USOS DE LA INFORMACIÓN

La información del SIEI tiene diversas aplicaciones con el fin de proporcionar bases sólidas para la toma de decisiones, la creación de políticas públicas, mejorar la conciencia ante los problemas que ocasionan las invasiones biológicas y el desarrollo de medidas para la

prevención, el control y la erradicación de especies invasoras en nuestro país. Algunas aplicaciones específicas del uso de la información del SIEI se mencionan a continuación.

Mapas de distribución

Una de las aplicaciones de los datos contenidos en el SIEI es el análisis para identificar zonas de alto riesgo para la biodiversidad y principales rutas de invasión. La Conabio está desarrollando mapas de distribución actual y potencial utilizando los registros más recientes del SIEI, con el propósito de evaluar su coincidencia con zonas en las se han identificado especies raras, endémicas, en categorías de protección, etcétera.

Un ejemplo en el que se utilizó la información del SIEI para evaluar el riesgo de dispersión fueron los casos del tamarisco (*Tamarix rammosissima*) (Conabio, 2007b) y del zacate buffel (*Cenchrus ciliaris*) (Arriaga *et al.*, 2004) en el norte de México, cuyos resultados después fueron confirmados en campo. La Conabio ha desarrollado también más de 200 mapas de distribución potencial de especies invasoras, que sirven como base para emitir opiniones técnicas (Fig. 1).

Fichas de información sobre las especies

Las fichas de especies son reportes obtenidos de la base de datos que incluyen los datos contenidos en los catálogos de Biótica, además de imágenes como fotos y mapas, y referencias. Actualmente las fichas de información se generan de acuerdo con solicitudes particulares, pero se espera que en un futuro próximo puedan ser generadas de forma automática desde el portal de la página web de la Conabio, de manera que incluyan información actualizada, conforme se compila en el SIEI. Uno de los propósitos de las fichas es que la información sea accesible y en un formato amigable para los diferentes tipos de usuarios.

Registros georreferenciados

El SIEI cuenta a la fecha con 51 641 registros georreferenciados de observaciones o ejemplares depositados en colecciones, que corresponden a 381 de las 1 340 especies incluidas (Figs. 2 y 3), lo que quiere decir que existen vacíos de información para muchas especies, debido a que no se han registrado en México y aún no se incluye información de su distribución original, o bien a que las especies exóticas no fueron de interés en expediciones de recolectas científicas enfocadas en documentar la distribución de especies nativas. En el primer caso es muy importante consultar otras redes internacionales, como la Infraestructura Mundial de Información en Biodiversidad (Global Biodiversity Information Facility, GBIF), que recientemente ha hecho una alianza estratégica mundial sobre información de especies exóticas invasoras (Global Invasive Alien Species Information Partnership, GIASIP), para maximizar los esfuerzos en relación con la creciente amenaza de las invasiones biológicas (CBD, 2011).

Para las especies acuáticas invasoras (Fig. 4) se cuenta con 15 842 registros que corresponden a 117 especies (anexo I). El SIEI permite detectar de manera más efectiva los vacíos de información. En 2008, la Conabio definió entre sus prioridades apoyar proyectos sobre especies invasoras de mayor riesgo, con el fin de obtener datos sobre la presencia y distribución de ciertas especies exóticas para las que se ha identificado la necesidad de contar con más información, ya sea por su potencial invasor o porque no se tiene información sobre su distribución actual, y poder determinar las medidas más adecuadas para su prevención, control o erradicación, según sea el caso.

Análisis de riesgo

La información contenida en el SIEI es utilizada para realizar análisis de riesgo completos y evaluaciones rápidas de riesgo. Asimismo, dentro del sistema Biótica se registran para las especies, cuando existen, los análisis de riesgo realizados por otras instituciones y el resultado obtenido. Aun cuando los análisis hayan sido realizados para otro país, es una fuente importante de información conocer si la especie ha sido clasificada como invasora, ya que es un punto importante a considerar en el momento de realizar una evaluación similar para México.

Difusión

Conforme al acuerdo de creación de la Conabio, una de sus funciones es "promover la difusión a nivel nacio-

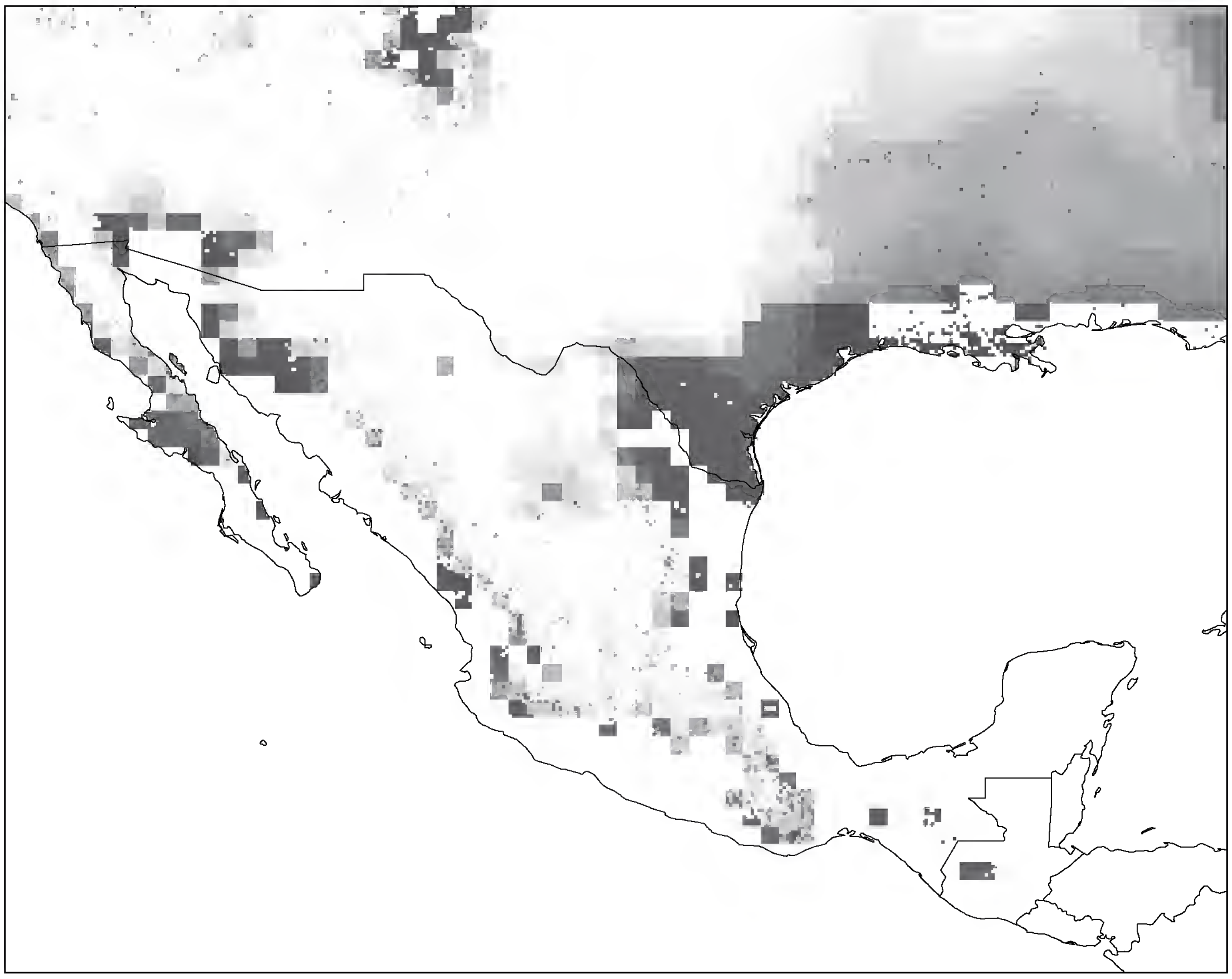


Figura 1. Distribución potencial del pino salado (*Tamarix ramosissima*) en el norte de México. El modelo se realizó usando el programa GARP con datos del SIEI (Conabio, 2007b).

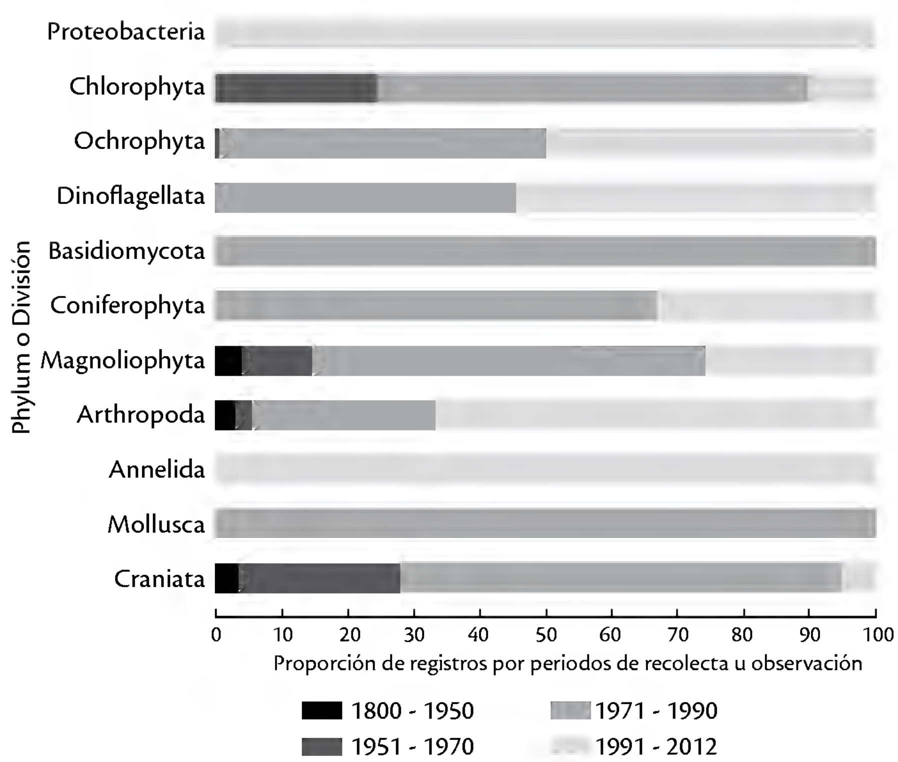


Figura 2. Proporción de registros por periodos de fechas en que fueron recolectados u observados los organismos registrados en el SIE.

nal y regional de la riqueza biológica del país, de sus diversas formas de utilización y aprovechamiento para el ser humano, así como realizar la más amplia divulgación respecto a las medidas que se propongan para evitar el deterioro y la destrucción de estos recursos"; asimismo, una de las acciones transversales de la Estrategia Nacional sobre Especies Invasoras es "impulsar la divulgación, la educación y la concientización de la sociedad en general" (Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras, 2010). Esto exige que la sociedad esté informada oportunamente y conozca los impactos ecológicos, económicos y sociales que ocasionan las especies invasoras, por lo que es indispensable contar con las herramientas para poner a su alcance información oportuna, con conocimiento relevante y de alta calidad generado por especialistas, lo más completo posible y acorde con las necesidades de los grupos sociales a los que se dirige, para orientar a la sociedad hacia un enfoque de prevención de impactos que promueva el uso de las especies nativas en vez de las invasoras. Debe haber esfuerzos de orientación e información especialmente dirigidos hacia importadores y consumidores de especies exóticas. Por ello, una pieza importante del SIEI

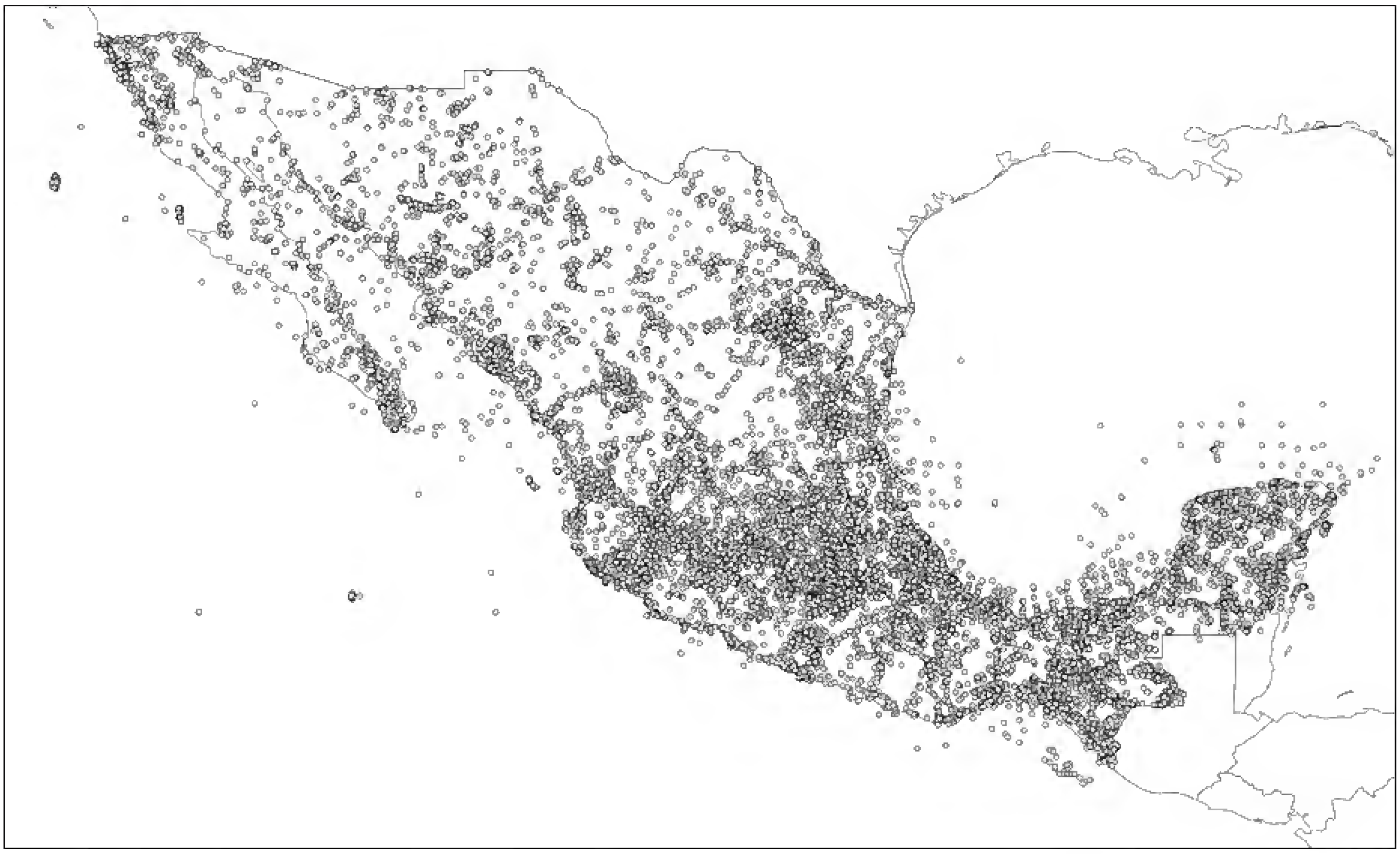


Figura 3. Distribución de todas las especies invasoras registradas en el SIEI (Conabio, 2012b).

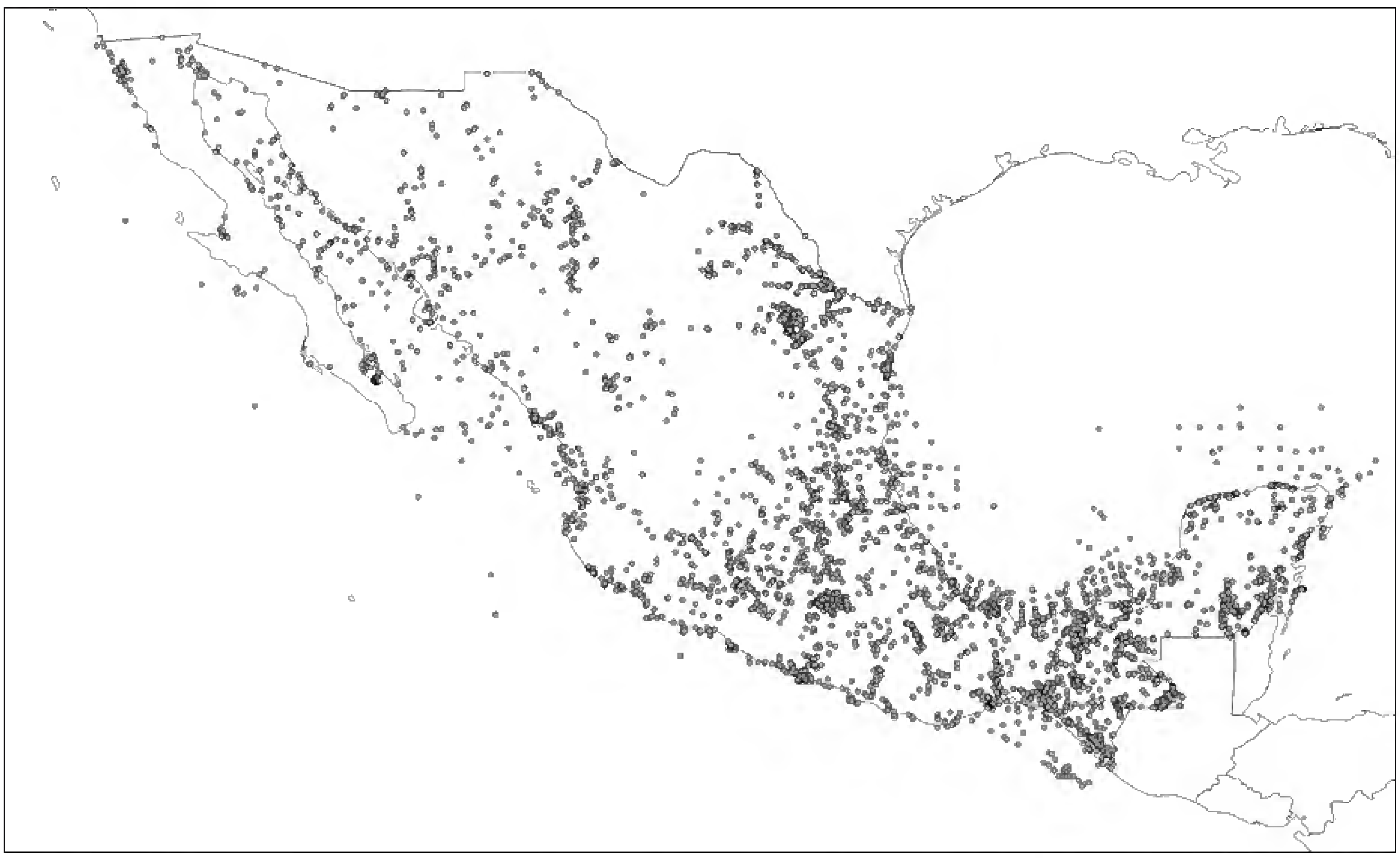


Figura 4. Distribución de las especies invasoras acuáticas registradas en el SIEI.

es la página web que se actualiza de manera permanente con información sobre especies invasoras, alertas sobre especies de mayor preocupación, cursos y conferencias, y publicaciones disponibles sobre el tema. A partir de la creación del SIEI el número de visitas al portal se ha incrementado constantemente, con un aumento notable a partir de la presentación de la Estrategia Nacional en 2010 (Conabio, 2012a).

Consultas

La Conabio recibe constantemente, de diferentes sectores, solicitudes de información referente a especies exóticas e invasoras. Los usuarios abarcan órganos gubernamentales, organizaciones civiles, académicos, prensa y público en general. El tipo de solicitudes incluye consultas sobre distribución de especies invasoras en el país, tanto en el ámbito nacional como a escala regional, estatal y local, información básica sobre la biología de las especies, opiniones sobre la factibilidad y el riesgo de importación de especies con propósitos comerciales, entre otros. Las opiniones técnicas que se emiten a partir de la información contenida en el SIEI son utilizadas para apoyar los dictámenes oficiales de otros organismos regulatorios que elaboran las instituciones, con atribuciones para regular actividades y emitir sanciones. Se ha recibido un promedio de 26 solicitudes al año en los últimos seis años (Fig. 5).

REDES DE INFORMACIÓN

La red de expertos nacionales y extranjeros con la que la Conabio colabora es indispensable, ya que es imposible actualizar y ofrecer interpretación correcta de todos los temas que cubre el sistema sin la ayuda y participación activa de especialistas en diversos grupos de organismos y temas. En el caso particular de las especies exóticas invasoras aún hace falta desarrollar capacidades para incrementar el número de especialistas; no obstante se cuenta con la asesoría de expertos internacionales, quienes han estudiado dichas especies por largos periodos, ya sea porque son nativas de sus países o porque en otros países la especie existe como exótica o invasora desde hace tiempo y se han estudiado sus impactos y las medidas para su control.

En el ámbito nacional se han formado algunos grupos colegiados que se han organizado, ya sea por grupo taxonómico o por distribución regional; por ejemplo, la Red de Especies Exóticas (SEP, 2011) y la Red de Especies Exóticas de Sinaloa (Geomare, 2011). Afortunadamente, cada vez es mayor la colaboración entre instituciones nacionales para trabajar de manera conjunta.

Dado que las especies invasoras no están limitadas por fronteras políticas, este problema requiere la cooperación regional e internacional, por lo que el intercambio de información entre los países es indispensable. La Conabio forma parte de diferentes redes y organizaciones internacionales en las que se discuten temas comunes, se intercambia información sobre los impactos ecológicos, económicos y sociales de las especies invasoras y se plantean formas de prevención, control y erradicación en los que la experiencia y los conocimientos de diferentes organizaciones de países, como Canadá y Estados Unidos, pueden llevar a resultados más efectivos. Entre las organizaciones en Norteamérica en las que participa la Conabio se encuentran las siguientes:

- NAPPO: Organización Norteamericana de Protección a las Plantas (*www.nappo.org*)
- NAISN: Red Norteamericana de Especies Invasoras (*www.naisn.org*)
- CCA: Comisión para la Cooperación Ambiental de América del Norte (*www.cec.org*)

Además, la información del SIEI se encuentra (o está en proceso de ser integrada) en las siguientes bases de datos y páginas de información internacionales:

- GISIN: Global Invasive Species Information Network (GISIN, 2007)
- GBIF: Global Biodiversity Information System (GBIF, 2012)

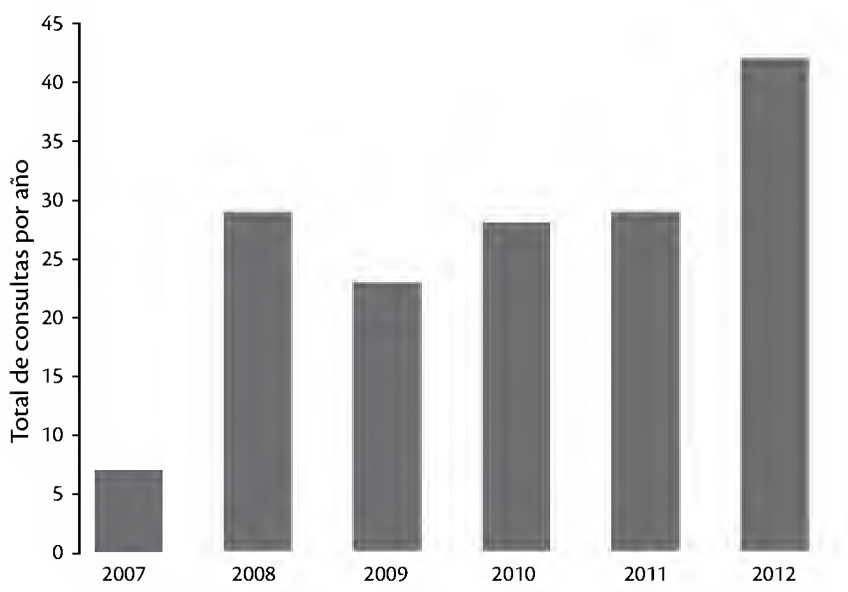


Figura 5. Consultas externas recibidas y atendidas con datos del SIEI, de abril de 2007 a diciembre de 2012.

- EOL: Encyclopedia of Life (EOL, 2012)
- IABIN-I3N: Red Interamericana de Información sobre Especies Invasoras (IABIN-I3N, 2007)

RETOS A FUTURO

Mantener actualizado el Sistema de Información sobre Especies Invasoras con información útil y pertinente no es una tarea sencilla, menos aún cuando se piensa que este sistema debe estar estructurado de tal manera que permita el fácil acceso, la localización e integración de información.

Los avances logrados a la fecha —compilar un listado que ha sido evaluado, registros históricos que documentan la presencia de una especie e integrar información sobre las especies invasoras y potencialmente invasoras que se encuentran en el país y aquellas que podrían entrar— son un punto de partida importante. Sin embargo, la información es aún relativamente escasa y se requiere redoblar los esfuerzos para tener mayor certeza en cuanto al número de especies exóticas invasoras que están establecidas en México, cuál es su distribución y cuáles son sus tamaños poblacionales, entre otras preguntas de gran relevancia.

Con la colaboración de otras instituciones, como Conanp, Profepa, Semarnat, IMTA, Inapesca y Senasica de Sagarpa, se están desarrollando proyectos piloto para el intercambio de información, cooperación para monitoreo en campo y acciones de manejo y control. También se encuentran en proceso de desarrollo proyectos de computarización de colecciones nacionales de plagas y enfermedades, con el fin de compilar la información existente y apoyar la recopilación más eficiente de los datos que generan las diferentes instituciones, de gran utilidad para ellas mismas y para otras instancias.

El SIEI continúa en una etapa de crecimiento, ya que hay una necesidad urgente de contar con información confiable dada la magnitud de un problema que sigue creciendo, con la consiguiente degradación de ecosistemas y el incremento de actividades antropogénicas (vinculado a las rutas de introducción como transporte y comercio). Es fundamental que la información esté disponible en formatos más accesibles, de manera que podamos contar con diagnósticos oportunos y precisos que permitan actuar con decisiones bien informadas. La medida más eficaz para evitar nuevas introducciones es sin duda la prevención —que incluye la educación al público en general— con base en la investigación científica, necesaria para establecer las medidas idóneas. Es necesario formar una red de colaboración entre científicos, representantes de instituciones gubernamentales y organizaciones de la sociedad civil, que permita optimizar el esfuerzo invertido en la investigación, así como asumir un compromiso tangible por parte de todas las autoridades competentes, y promover la participación ciudadana. Resulta imprescindible involucrar a todas aquellas entidades públicas y privadas que por sus actividades puedan estar relacionadas con esta problemática (sector civil organizado, empresas, asociaciones comerciales), así como a los ciudadanos, quienes muchas veces son protagonistas inconscientes de nuevas introducciones, además de ser parte fundamental de la solución. Será necesario desarrollar herramientas informáticas que faciliten una participación amplia en la detección temprana. El SIEI deberá contar con guías regionales de especies y con los mecanismos de control y verificación de la información, que pueda ser accesible por medios electrónicos, aplicaciones en teléfonos y redes sociales, como ya sucede en otros países.

AGRADECIMIENTOS

A todos los responsables de los proyectos que han aportado información para el desarrollo del SIEI, así como al personal de la Conabio que ha colaborado para su consolidación. En especial, a Silvia de Jesús, Israel Martínez, Jesús Alarcón, Liliana Lara, Diana Hernández, Diana Flores y Óscar López.

REFERENCIAS

Abell, R., M.L. Thieme, C. Revenga, M. Bryer, M. Kottelat, N. Bogutskaya, B. Coad, N. Mandrak, S. Contreras Balderas, W. Bussing, M.L.J. Stiassny, P. Skelton, G.R. Allen, P. Unmack, A. Naseka, R. Ng, N. Sindorf, J. Robertson, E. Armijo, J.V. Higgins, T.J. Heibel, E. Wikramanayake, D. Olson, H.L. López, R.E. Reis, J.G. Lundberg, M.H. Sabaj Pérez y P. Petry. 2008. Freshwater ecoregions of the world. A new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. *BioScience* **58**:403-414.

Arriaga, L., A.E. Castellanos, E. Moreno y J. Alarcón. 2004. Potential ecological distribution of alien invasive species and risk assessment: A case study of Buffel Grass in arid regions of Mexico. *Conserv. Biol.* **18**:1504-1514.

Baptiste, M.P., N. Castaño, D. Cárdenas, F.P., Gutiérrez, D.L. Gil, y C.A. Lasso (eds.) 2010. *Análisis de riesgo y propuesta de categorización de especies introducidas para Colombia*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá.

CABI. 2012. Invasive Species Compendium. CAB International. Consultado en enero de 2012.

CBD. 2011. Joint Work Program to Strengthen Information Services on Invasive Alien Species as a contribution towards Aichi Biodiversity Target 9. UNEP/CBD/SBSTTA/15/INF/14. Convention on Biological Diversity, Montreal: <*www.cbd.int/doc/meetings/sbstta/sbstta-15/information/sbstta-15-inf-14-en.pdf*> (consultada en agosto de 2012).

CCA 2003. *Plan Estratégico de Cooperación para la Conservación de la Biodiversidad de América del Norte*. Comisión para la Cooperación Ambiental, Montreal.

CEC. 2005. North American Land Cover at 250 m spatial resolution. Produced by Natural Resources Canada/Canadian Centre for Remote Sensing (NRCan/CCRS), United States Geological Survey (USGS); Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio) and Comisión Nacional Forestal (Conafor). CEC (2003) Biodiversity Commission for Environmental Cooperation, Montreal. Disponible en: <*www.cec.org/Storage/84/7949_Biodiversitystrategy.pdf*>.

Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras. 2010. Estrategia nacional sobre especies invasoras en México, prevención, control y erradicación. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la biodiversidad, Comisión Nacional de Áreas Protegidas, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.

Conabio. 2000. Documento interno, opinión sobre importación de *Bombus* spp. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.

Conabio. 2001. Informe técnico. *Prototipo de sistemas de información distribuida sobre especies invasoras. Sistema de información sobre especies acuáticas en México*. Proyecto financiado por la Comisión de Cooperación Ambiental de América del Norte (CCA), ND: 241 01487.037.

Conabio. 2007a. Informe técnico. *Fortalecimiento del sistema de información sobre especies invasoras en México*. Proyecto financiado por la Comisión de Cooperación Ambiental de América del Norte (CCA), ND: 241.01179.037.

Conabio. 2007b. *Tamarix ramossisima* (pino salado), mapa de distribución potencial, escala 1:1 000 000. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.

Conabio. 2009. Biótica 5.0. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México. Disponible en: <*www.conabio.gob.mx/biotica5*> (consultado en agosto de 2012).

Conabio. 2011. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Sección Quiénes somos: <*www.conabio.gob.mx/web/conocenos/quienes_somos.html*> (consultada en agosto de 2012.

Conabio. 2012a. *Conabio, dos décadas de historia, 1992-2002*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México. Disponible en: <*www.conabio.gob.mx/web/informes.html*> (consultada en julio de 2012).

Conabio. 2012b. Sistema de información sobre especies invasoras en México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México: <*www.conabio.gob.mx/invasoras*> (consultada en agosto de 2012).

Conabio. 2012c. Proyectos financiados por la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México. Disponible en: <*www.conabio.gob.mx/web/proyectos/proyectos_financiados.html*>.

Conabio–GECI, Aridamérica–TNC y Senasica, Sagarpa. 2006. Primer taller para la determinación de prioridades en materia de especies invasoras de alto impacto para la biodiversidad de México, México, D.F., 2 y 3 de mayo, 2006.

DAISIE. 2012. European Invasive Alien Species Gateway: <*www.europe-aliens.org*>.

DOF. 1999. NOM-043-FITO-1999, Especificaciones para prevenir la introducción de malezas cuarentenarias a México. *Diario Oficial de la Federación*, 1 de marzo 2000.

DOF. 2010. Ley General de Vida Silvestre. Decreto por el que se reforman y adicionan diversas disposiciones de la LGEEPA y de LGVS. *Diario Oficial de la Federación*, 6 de abril de 2010.

EOL. 2012: <*www.eol.org*> (consultada en 2012).

GBIF. 2012. Global Biodiversity Information Facility Data: <*www.gbif.org*>.

Geomare. 2011. Red de Especies Exóticas de Sinaloa. Agosto, 2011.

GISIN. 2007. Global Invasive Species Information Network, providing free and open access to invasive species data. USA: <*www.gisin.org*> (consultada en agosto de 2007).

GISD. Invasive Species Database. 2007. Invasive Species Specialist Group, IUCN: <*www.issg.org/database*> (consultada en agosto de 2007).

IABIN-I3N. 2007. Red Interamericana de Información sobre Biodiversidad. Red de Información sobre Especies Invasoras: <*http://i3n.iabin.net*> (consultada en agosto de 2007).

IAVS. 2009. International Association for Vegetation Science Working Groups – European Vegetation Survey: <*www.iavs.org/ParticipateEuroVeg.aspx*>.

Mendoza Alfaro, R.E., V. Segovia Aguirre y L. Gutiérrez Berúmen. 2010. Análisis de riesgo de especies exóticas de peces ornamentales dulceacuícolas regularmente importados en México. Reporte técnico para el Inapesca.

NAPPO. 2011. Directrices para entender la NAPPO. Organización Norteamericana de Protección a las Plantas (NAPPO), Ottawa: <*www.nappo.org/es/data/files/download/PDF/Introduction%20to%20NAPPO-April%202011-s.pdf*>.

Olson, D.M., E. Dinerstein, E.D. Wikramanayake, N.D. Burguess, G.V.N. Powell, *et al*. 2001. Terrestrial ecoregions of the world: A new map of life on Earth. *BioScience* **51**:933-938.

SEP. 2011. Promep-Redes temáticas. Especies exóticas de México: riesgos y propuestas de manejo. Secretaría de Educación Pública: <*http://promp-exoticas.blogspot.mx/2011/08/resumen-nuestro-pais-no-regula-el-agua.html*>.

Soberón, J., J. Golubov y J. Sarukhán. 2001. The importance of *Opuntia* in Mexico and routes of invasion and impact of *Cactoblastis cactorum* (Lepidoptera: Pyralidae). *Fla. Entomol.* **84**(4):486-492.

Spalding, M.D., H.E. Fox, G.R. Allen, N. Davidson, Z.A. Ferda-

ña, *et al*. 2007. Marine ecoregions of the world: A bioregionalization of coastal and shelf areas. *BioScience* **57**:573-583.

USFS-PIER. 2012: <*www.hear.org/pier*>.

USGS. 2004. Nonindigenous Aquatic Species Database, Gainesville, FL: <*http://nas.er.usgs.gov*> (consultada en agosto de 2007).

USDA-APHIS. 2012. *Noxious weeds program*. Weed risk assessments. Plant Epidemiology and Risk Analysis Laboratory (PERAL). United States Department of Agriculture (USDA): <*www.aphis.usda.gov/plant_health/plant_pest_info/weeds/risk-assessments.shtml*>.

APÉNDICE

Especies acuáticas que se tienen registradas en el Sistema de Información sobre Especies Invasoras, a diciembre de 2012

El número de registros se refiere a la presencia documentada en México
(en su mayoría ejemplares recolectados y depositados en colecciones científicas)

Clase	*Orden*	*Familia*	*Especie*	*Nombre común*	*Número de registros*
ALGAS VERDES					
Bryopsidophyceae	Bryopsidales	Caulerpaceae	*Caulerpa taxifolia*	caulerpa	1
Ulvophyceae	Ulvales	Ulvaceae	*Ulva fasciata*	alga verde	48
ALGAS PARDAS					
Phaeophyceae	Cutleriales	Cutleriaceae	*Cutleria cylindrica*	macroalga parda	4
	Fucales	Sargassaceae	*Sargassum muticum*	sargazo	75
DIATOMEAS					
Bacillariophyceae	Bacillariales	Bacillariaceae	*Pseudo-nitzschia australis*	diatomea	4
			Pseudo-nitzschia delicatissima	diatomea	302
			Pseudo-nitzschia multiseries	diatomea	8
			Pseudo-nitzschia pseudodelicatissima	diatomea	170
			Pseudo-nitzschia pungens	diatomea	325
			Pseudo-nitzschia seriata	diatomea	336
DINOFLAGELADOS					
Dinophyceae	Dinophysiales	Dinophysiaceae	*Dinophysis acuminata*	dinoflagelado	49
			Dinophysis acuta	dinoflagelado	19
			Dinophysis fortii	dinoflagelado	57
			Dinophysis norvegica	dinoflagelado	4
			Dinophysis sacculus	dinoflagelado	7
			Dinophysis similis	dinoflagelado	2
			Phalacroma mitra	dinoflagelado	20
			Phalacroma rotundatum	dinoflagelado	9
	Gonyaulacales	Gonyaulacaceae	*Amylax triacantha*	dinoflagelado	3
			Gonyaulax grindleyi	dinoflagelado	4
	Gymnodiniales	Gymnodiniaceae	*Amphidinium carterae*	dinoflagelado	3
			Gymnodinium catenatum	dinoflagelado	178
	Peridiniales	Centrodiniaceae	*Centrodinium complanatum*	dinoflagelado	5
		Protoperidiniaceae	*Oblea rotunda*	dinoflagelado	3
			Protoperidinium mite	dinoflagelado	44
PLANTAS VASCULARES					
Liliopsida	Alismatales	Hydrocharitaceae	*Hydrilla verticillata*	hidrila, mala hierba de agua, tomillo de agua	27
	Pontederiales	Pontederiaceae	*Eichhornia azurea*	camalote, cola de pato, cuchara de pato, pico de pato	20
			Eichhornia crassipes	lirio acuático, jacinto de agua, lechuguilla, lila de agua	473

APÉNDICE [*continúa*]

Clase	*Orden*	*Familia*	*Especie*	*Nombre común*	*Número de registros*
Liliopsida	Typhales	Typhaceae	*Typha angustifolia*	espadaña	39
			Typha latifolia	piriope, tule, espadilla, totorra, espadaña común, junco, masa de agua, plumilla, chuspata	194
ANIMALES					
CNIDARIOS					
Hydrozoa	Leptothecatae	Campanulariidae	*Obelia dichotoma*		2
		Plumulariidae	*Plumularia setacea*		2
ARTRÓPODOS					
CRUSTÁCEOS					
Branchiopoda	Diplostraca	Moinidae	*Moina macrocopa*	pulga de agua	1
Malacostraca	Decapoda	Cambaridae	*Orconectes virilis*	langostino	2
			Procambarus clarkii	langostino, cangrejo de río	274
		Palaemonidae	*Macrobrachium rosenbergii*	camarón de Malasia	3
		Penaeidae	*Litopenaeus stylirostris*	camarón azul	87
		Penaeidae	*Litopenaeus vannamei*	camarón patiblanco	130
	Amphipoda	Ampeliscidae	*Ampelisca abdita*		9
		Ampithoidae	*Ampithoe longimana*		6
			Ampithoe pollex		12
		Corophiidae	*Corophium acherusicum*		1
			Monocorophium acherusicum		1
	Decapoda	Panopeidae	*Rhithropanopeus harrisii*	cangrejo del lodo	133
Maxillopoda	Cyclopoida	Cyclopidae	*Mesocyclops aspericornis*		5
			Mesocyclops pepheiensis		1
			Mesocyclops thermocyclopoides		14
	Sessilia	Balanidae	*Balanus amphitrite*	percebe	21
ANÉLIDOS					
Polychaeta	Canalipalpata	Spionidae	*Prionospio malmgreni*	poliqueto	6
		Syllidae	*Brania clavata*	poliqueto	2
			Exogone verugera	poliqueto	1
		Serpulidae	*Hydroides elegans*	pinito elegante del Indo Pacífico	11
		Spionidae	*Prionospio malmgreni*		2
			Pseudopolydora kempi		45
MOLUSCOS					
Bivalvia	Ostreoida	Ostreidae	*Crassostrea gigas*	ostra gigante del Pacífico, ostra del Pacífico	13
	Myoida	Teredinidae	*Bankia destructa*		2
			Bankia zeteki		3
			Teredo bartschi	molusco broma	4

APÉNDICE [*continúa*]

Clase	*Orden*	*Familia*	*Especie*	*Nombre común*	*Número de registros*
ASCIDIAS					
Ascidiacea	Pleurogona	Styelidae	*Polyandrocarpa zorritensis*		2
PECES					
Actinopterygii	Atheriniformes	Atherinopsidae	*Menidia beryllina*	plateadita, plateadito salado	287
			Membras martinica	pejerrey rasposo	435
	Characiformes	Characidae	*Astyanax fasciatus*	sardina colirroja	841
			Astyanax mexicanus	sardinita mexicana	970
	Clupeiformes	Clupeidae	*Dorosoma cepedianum*	sardina molleja, sardina cuchilla	277
			Dorosoma petenense	sardina maya, sardina del atlántico	387
	Cypriniformes	Catostomidae	*Carpiodes carpio*	matalote	90
			Algansea lacustris	acumura	39
		Cyprinidae	*Carassius auratus*	carpa dorada	152
			Cyprinus carpio	carpa común o espejo	230
			Ctenopharyngodon idella	carpa herbívora	40
			Hypophthalmichthys molitrix	carpa plateada	2
			Hypophthalmichthys nobilis	carpa cabezona	2
			Megalobrama amblycephala	carpa brema	2
			Mylopharyngodon piceus	carpa negra	1
			Notemigonus crysoleucas	carpita dorada	1
			Pimephales promelas	carpita cabezona	96
	Cyprinodontiformes	Fundulidae	*Fundulus zebrinus*	pez cebra	4
		Poeciliidae	*Heterandria bimaculata*	guatope manchado, guatopote manchado	617
			Poecilia reticulata	gupi	109
			Poecilia sphenops	topote mexicano	881
			Poecilia velifera	topote aleta grande	228
			Poeciliopsis gracilis	guatope jarocho, guatopote jarocho	685
			Xiphophorus hellerii	cola de espada	387
			Xiphophorus maculatus	espada del sur	101
			Xiphophorus variatus	espada de Valles	46
	Osteoglossiformes	Osteoglossidae	*Arapaima gigas*	paíche, arapaima	2
	Perciformes	Centrarchidae	*Lepomis gulosus*	mojarrón, mojarra golosa	21
			Lepomis macrochirus	mojarrón de agallas azules	432
			Lepomis microlophus	mojarra oreja roja	2
			Micropterus salmoides	lobina negra, perca americana	415
			Pomoxis annularis	robaleta blanca	15
			Pomoxis nigromaculatus	robaleta prieta, mojarra negra	4

APÉNDICE [*concluye*]

Clase	*Orden*	*Familia*	*Especie*	*Nombre común*	*Número de registros*
Actinopterygii	Perciformes	Cichlidae	*Astronotus ocellatus*	acarahuazí, Astronotus	1
			Oreochromis aureus	tilapia azul	234
			Oreochromis mossambicus	tilapia de Mozambique	337
			Oreochromis niloticus	tilapia del Nilo	60
			Parachromis managuensis	mojarra de Managua, guapote tigre	219
			Petenia splendida	tenguayaca	707
Actinopterygii	Perciformes	Cichlidae	*Thorichthys ellioti*	chescla	61
			Thorichthys meeki	torito	622
			Tilapia rendalli	tilapia del Congo	12
			Tilapia zillii	tilapia de vientre rojo	18
		Gobiidae	*Acanthogobius flavimanus*	gobio extranjero	1
		Moronidae	*Morone chrysops*	lobina blanca	7
			Morone saxatilis	lobina rayada, robalo blanco, robalo rayado	2
	Salmoniformes	Salmonidae	*Oncorhynchus mykiss*	trucha	14
	Siluriformes	Ictaluridae	*Ameiurus melas*	bagre negro, bagre cabeza toro	34
			Ameiurus natalis	torito amarillo	2
			Ictalurus punctatus	bagre del canal	189
			Pylodictis olivaris	bagre cabeza plana, bagre piltonte	38
		Loricariidae	*Pterygoplichthys multiradiatus*	pleco, placastro	3
ANFIBIOS					
Amphibia	Anura	Bufonidae	*Rhinella marina*	sapo neotropical gigante, sapo gigante	2 123
		Eleutherodactylidae	*Eleutherodactylus planirostris*	rana ladrona de invernadero	1
		Pipidae	*Xenopus laevis*	rana de uñas africana	1
		Ranidae	*Lithobates catesbeianus*	rana toro	126

6 AVANCES EN EL DESARROLLO DE CRITERIOS PARA DEFINIR Y PRIORIZAR LAS ESPECIES INVASORAS

Yolanda Barrios Caballero,* Georgia Born-Schmidt, Ana Isabel González Martínez, Patricia Koleff Osorio y Roberto Mendoza Alfaro

* Autor para recibir correspondencia: <yolanda.barrios@conabio.gob.mx>

Barrios, Y., G. Born-Schmidt, A.I. González, P. Koleff y R. Mendoza. 2014. Avances en el desarrollo de criterios para definir y priorizar las especies invasoras, en R. Mendoza y P. Koleff (coord.), *Especies acuáticas invasoras en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, pp. 113-121.

RESUMEN

Con el fin de dar cumplimiento a las modificaciones de la Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (LGEEPA) y la Ley General de Vida Silvestre (LGVS) (DOF, 2010), la Conabio se dio a la tarea de establecer criterios y desarrollar un método de evaluación de riesgo para determinar las especies que deberían estar incluidas en el listado de especies invasoras para México como lo solicita la ley. Dicha tarea comenzó con un análisis de las herramientas de análisis de riesgo existentes y la realización de un taller que contó con la participación de expertos en los diferentes grupos taxonómicos, y en el cual se discutieron los criterios para definir y priorizar especies invasoras utilizados en el mundo y los que podrían aplicarse para nuestro país.

El resultado del taller fue una herramienta de preselección que puede ser utilizada para todos los grupos taxonómicos con el fin de determinar el riesgo de invasión que presentan las especies para México. El esquema consta de 10 preguntas que forman parte de tres grandes rubros: 1] estatus, 2] proceso de invasión, 3] impactos. A cada pregunta se le asignó un valor de nulo a muy alto, con un valor numérico asociado. Asimismo, a cada pregunta se le asoció el grado de incertidumbre dependiendo de la confiabilidad de la información en la que se basa la respuesta. Las categorías de incertidumbre se catalogaron de mínima a máxima. Los dos valores se conjuntaron para dar un valor de riesgo final para la especie.

La evaluación se realizó tomando como base la lista de especies con la que ya contaba la Conabio. A la fecha se ha logrado un avance considerable para evaluar las especies; los resultados y la versión final del método se validarán con los expertos y posteriormente, después de la consulta pública, se publicará el listado oficial de especies invasoras para México.

ABSTRACT

In order to comply with the modifications to the General Law of Ecological Equilibrium and Environmental Protection and the General Wildlife Law (DOF, 2010), Conabio took on the task of establishing criteria and developing a risk analysis method to determine which species should be included in the official invasive species listing for Mexico as required by law. This task consisted in analyzing different risk analysis methodologies through the development of a workshop with experts in the different taxonomic groups who discussed the criteria to define and prioritize invasive species used worldwide and identified those that could be applied to Mexico.

The result of the workshop, and of the work that followed, was the development of a pre-screening risk analysis tool that can be used for all taxonomic groups and whose objective was to determine the risk of invasion of a species for Mexico. The tool consists of 10 questions divided into three areas: 1] status, 2] invasion process, and 3] impacts. Each question was assigned a value that ranged from null to very high, with the option of "unknown" and with a numerical value associated to it. In addition each question got an uncertainty value depending on how trustworthy the information used to answer the question was. The uncertainty categories ranged from minimum to maximum. The two values were joined resulting in a final risk value for the species.

The evaluations were carried out taking as an initial list the one that Conabio already had. To this date there has been a considerable advance in the number of species analyzed. The results and the final version of the method will be validated with experts and through public consultation, and the official listing of invasive species for Mexico will be published at a later date.

ANTECEDENTES

En cumplimiento de las modificaciones a la Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente y la Ley General de Vida Silvestre (DOF, 2010), la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales deberá publicar el listado de especies exóticas invasoras para México que serán sujetas a regulación.

Para realizar esta tarea, la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, en colaboración con varias instituciones del sector ambiental, invitó a un grupo de expertos, académicos, representantes de la sociedad civil y de otros sectores del gobierno federal a participar en la elaboración de la lista que servirá de base para regular las importaciones y exportaciones, así como la circulación o tránsito por el territorio nacional de dichas especies en México. Esta lista permitirá también identificar aquellas especies y poblaciones que deban someterse a acciones de control y erradicación.

Se reunió de nuevo a varios de los integrantes del comité asesor que habían participado en la elaboración de la Estrategia Nacional sobre Especies Invasoras en México, así como a especialistas en diferentes grupos taxonómicos. El primer paso fue establecer criterios para lo que se conoce como "evaluación rápida", por medio de la cual es posible obtener un listado con base en información científica y seguir en lo general los lineamientos establecidos por los análisis de riesgo. La decisión de trabajar primero en una metodología de ponderación rápida de la invasividad estriba en que desarrollar análisis de riesgo completos por especie es un proceso largo y complejo (EEA, 2010), y tomaría mucho tiempo evaluar el listado completo compilado por la Conabio, que consta de más de 1 300 especies exóticas. El contar con una herramienta de evaluación rápida permitirá no sólo identificar aquellas especies de mayor riesgo, sino establecer prioridades para desarrollar los análisis de riesgo completos que se requerirán, a fin de tener mayores elementos de certidumbre para las revisiones posteriores del listado.

REVISIÓN DE PROTOCOLOS EXISTENTES

Como paso preliminar se llevó a cabo una revisión exhaustiva de la literatura pertinente para conocer los protocolos de evaluación de riesgos existentes, esquemas de preselección, también llamados esquemas de evaluación rápida, y los criterios utilizados en distintas partes del mundo. Se revisó el enfoque de Australia (Bomford, 2008), los lineamientos trinacionales para especies acuáticas invasoras de Estados Unidos, Canadá y México (Mendoza *et al.*, 2009) y los protocolos de varios países europeos como Austria/Alemania (Essl *et al.* 2008), Bélgica (Branquart, 2007), Irlanda (Invasive Species Ireland, 2008), Suiza (Weber *et al.,* 2005), Noruega (Gederaas *et al.*, 2007) y Reino Unido (Baker *et al.*, 2005; 2008). Los análisis de riesgo que se usan en Europa no son vinculantes por ley y por eso tienen un alcance limitado (Essl *et al.,* 2011), mientras que el enfoque en México tendrá el propósito de contar con listas de las especies exóticas invasoras jurídicamente vinculantes para cumplir con los cambios en las leyes antes mencionadas.

Adicionalmente a la revisión de los esquemas se examinó la evaluación de estos protocolos realizada por Verbrugge *et al.* (2010), que compara las propuestas con base en varios criterios, como categorías de impactos, requerimientos de datos, métodos de incertidumbre, facilidad de uso, tiempo requerido para la evaluación de los protocolos, entre otros. Esta comparación también indica que, por lo general, los protocolos de evaluación de riesgos de especies no nativas incluyen las principales etapas de la invasión: 1] introducción, 2] establecimiento y 3] dispersión. El resultado de su revisión muestra una gran variedad de alcances y contenidos, por ejemplo algunos consideran exclusivamente impactos ecológicos, mientras que otros incluyen también impactos económicos, a la salud humana y efectos sociales. En general se distinguen dos enfoques diferentes para la caracterización de los riesgos: métodos cualitativos de listas mediante preguntas formales para asignar las especies de alto riesgo a una lista negra y métodos cuantitativos de calificación por puntaje, es decir, se utiliza la suma de las puntuaciones de varios criterios de evaluación y se califica el riesgo como alto, medio o bajo (Verbrugge *et al.,* 2010). La revisión hizo evidente que, por diferentes razones (*e.g.*, requisitos de información como la cobertura espacial de las posibles especies exóticas invasoras en el país, enfoque limitado a impactos ambientales, etc.) ninguno de estos enfoques sería totalmente aplicable a México; sin embargo, tienen elementos que podrían ser adaptados a las necesidades de nuestro país.

Taller de criterios

A finales de mayo y principios de junio de 2011 se convocó a un taller de especialistas para presentar los resultados de la revisión de las diferentes metodologías y evaluar los criterios más usados dentro de los protocolos mencionados, con los siguientes objetivos:

- Seleccionar en conjunto los criterios adecuados para la herramienta de evaluación rápida
- Determinar la importancia o valor que se le dará a cada uno de los criterios
- Decidir sobre la metodología para usar los criterios
- Calibrar los criterios con ejemplos reales

Para la selección de los criterios se establecieron los siguientes requisitos:

- Aplicables a todos los grupos biológicos.
- Acordados y estandarizados por especialistas en diferentes grupos.
- Considerar los límites de la información disponible para la mayor parte de los grupos.
- Permitir identificar aquellas especies que deban incluirse en una lista de especies exóticas invasoras para México.

En el taller participaron 50 expertos de 32 instituciones, que fueron divididos en cinco grupos de trabajo con el fin de que los grupos taxonómicos de plantas, invertebrados acuáticos, invertebrados terrestres, peces y vertebrados terrestres quedaran cubiertos, y así poder seleccionar y diseñar criterios que pudieran ser usados para todos los grupos. Como línea base para el listado de México se decidió, como un primer paso, evaluar las especies contenidas en el Sistema de Información de Especies Invasoras (SIEI) de la Conabio (véase el capítulo 11).

MÉTODO DE EVALUACIÓN DE RIESGO DE INVASIÓN

El resultado del taller fue un prototipo de un esquema genérico, es decir, una herramienta de preselección de amplia aplicación a diversos grupos taxonómicos, que permite una revisión preliminar para identificar los posibles candidatos de alto riesgo para la lista de especies invasoras para México. Este prototipo fue afinado por la Conabio, con la retroalimentación de los grupos de especialistas y su experiencia, y los comentarios generados durante el proceso de evaluación de las especies y el apoyo del Plant Epidemiology and Risk Analysis Laboratory (PERAL) de APHIS-USDA en Raleigh, especialistas en análisis de riesgo para malezas cuarentenarias. El trabajo concluyó en un esquema de evaluación rápida que contiene preguntas con respecto a los siguientes 11 criterios (Fig. 1):

Antes de iniciar el análisis se plantean dos preguntas cuyas respuestas determinan si es necesario evaluar la especie. En primer lugar se toma en cuenta si ya existe un análisis de riesgo para la especie para México; si es así, no es necesario realizar el análisis de evaluación rápida, se tomarán los resultados del análisis de riesgo como base para la toma de decisiones respecto al manejo de la especie. En segundo lugar se pregunta si la especie exótica se ha establecido en lugares que tienen compatibilidad climática con México; en caso de que no sea así no es necesario realizar el análisis. Cabe mencionar que originalmente el punto relacionado con la similitud climática entre el área de origen de la especie y el área de introducción se encontraba dentro de los puntos evaluados y el valor se asignaba de acuerdo con la similitud y el porcentaje del territorio. Sin embargo, esta evaluación resultó ser muy complicada debido a que existen diferentes métodos con diferentes niveles de confiabilidad. Por lo tanto se estableció como una de las preguntas iniciales.

El esquema se divide en tres grandes rubros:

A. Estatus. Esta sección examina si la especie tiene antecedentes como especie invasora, compatibilidad climática o puede ser vector de especies invasoras. Consta de cuatro preguntas.

1. *Reporte de invasora.* Se refiere a la existencia de análisis de riesgo, a reportes o listados que señalen la especie como invasora en otros sitios.
2. *Relación con taxones invasores.* Evidencia documentada de invasividad de una o más especies con biología similar al taxón (de jerarquía superior o emparentado) de la especie que se está evaluando.
3. *Vector de otras especies invasoras.* Examina si la especie tiene el potencial de transportar otras especies invasoras (es un vector), incluyendo patógenos y parásitos de importancia para la vida silvestre, el hombre o actividades productivas (*ej.*, rabia, psitacosis, virus del Nilo, dengue, cianobacterias).

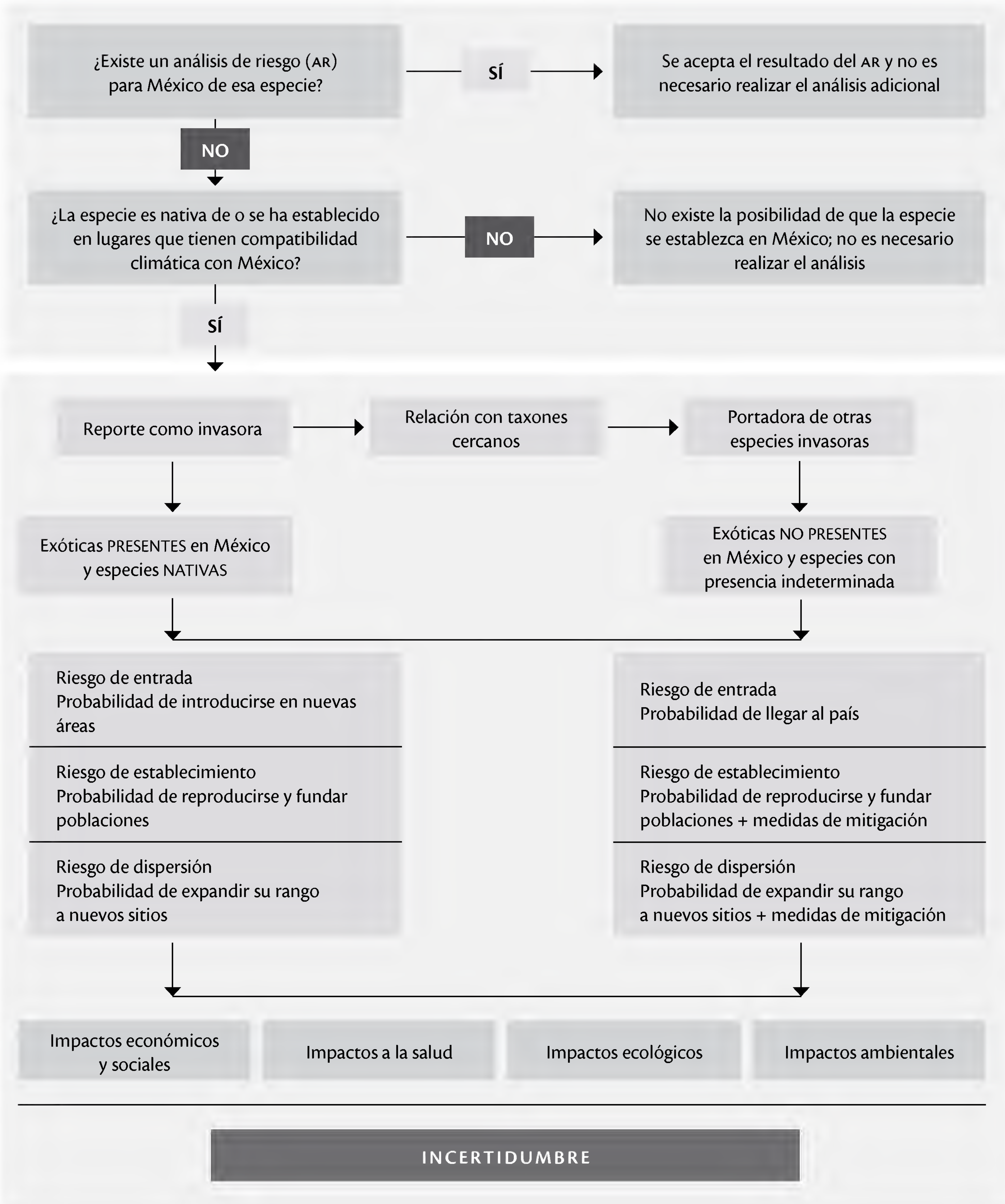


Figura 1. Esquema de los criterios de ponderación rápida de especies exóticas. No se señalan las especies nativas traslocadas, que también podrían evaluarse por este método a partir de su reporte como invasora.

B. Riesgo de invasión. En esta sección se evalúan los riesgos que presenta la especie en cuanto a introducción, establecimiento y dispersión. El planteamiento de la pregunta varía, dependiendo de la especie (si ya está presente o no ha llegado al país).

4. *Riesgo de introducción.* Probabilidad que tiene la especie de llegar al país o de que se introduzca de nuevo o repetidamente, en caso de que ya haya sido introducida. Destaca la importancia de la vía o el número de vías de introducción por las que entra la especie. Interviene también el número de individuos y la frecuencia de introducción de los organismos (o propágulos). Para especies que no se encuentran en el país se consideran también las medidas preventivas existentes para evitar su entrada.
5. *Riesgo de establecimiento.* Probabilidad que tiene la especie de reproducirse y fundar poblaciones viables en una región fuera de su área de distribución natural (o actual en el caso de nativas o exóticas ya establecidas en México). Se toma en cuenta la disponibilidad de medidas para atenuar los daños potenciales.
6. *Riesgo de dispersión.* Probabilidad que tiene la especie de expandir su rango geográfico cuando se establece en una región de la que no es nativa. Para especies que todavía no están en México se toma en cuenta la disponibilidad de medidas para atenuar los daños potenciales.

C. Impactos. Evalúa los diferentes tipos de impactos que se han documentado para la especie.

7. *Impactos sanitarios:* a la salud humana, animal y vegetal causados por la especie (especies venenosas, tóxicas, depredadores, causantes de alergias, epidemias, especies parasitoides, que la especie misma sea una enfermedad (*ej.*, dengue, cólera, etc.).
8. *Impactos económicos y sociales:* a la economía y al tejido social. Puede incluir incremento de costos de actividades productivas, daños a la infraestructura, pérdidas económicas por daños o compensación de éstos, pérdida de usos y costumbres, desintegración social, etcétera.
9. *Impactos ambientales:* cambios físicos y químicos en agua, suelo, aire y luz.
10. *Impactos ecológicos:* a los ecosistemas y comunidades (por ejemplo, mediante herbivoría, competencia, depredación e hibridación).

Cada pregunta tiene seis valores posibles como respuesta (Muy alto, Alto, Medio, Bajo, Nulo y Se desconoce); el valor se asigna de acuerdo con lineamientos que se han establecido para calificar cada criterio. A su vez, a cada valor se le otorga un valor numérico que al término de la evaluación da como resultado un valor total para la especie, permitiendo ordenar los resultados.

La evaluación puede tardar unas cuantas horas o varios días, dependiendo de la disponibilidad de información y de la pericia del evaluador. Para facilitar el proceso, en la Conabio se desarrolló una base de datos en Access, con pantallas de captura para cada uno de los grupos de trabajo, con el fin de homogeneizar el ingreso y manejo de la información (Fig. 2).



Figura 2. Pantalla de inicio del sistema de ponderación de riesgo de invasión de especies para vertebrados acuáticos.

Incertidumbre

Cada una de las respuestas debe incluir un valor que refleje la incertidumbre asociada; es una parte fundamental de los análisis de riesgo, ya que considera que el conocimiento respecto a los factores que contribuyen al riesgo difícilmente es completo e incluso toma en cuenta la calidad de la información utilizada para hacer la evaluación, por ejemplo aquella información faltante o incompleta (Koop *et al.*, 2012). Por este motivo se considera importante incluir el nivel de incertidumbre de cada una de las respuestas en la herramienta de evaluación rápida. Siguiendo el sistema de incertidumbre del análisis de riesgo para malezas de Koop y el equipo del PERAL, se establecieron cinco categorías de incertidumbre: Mínima, Baja, Moderada, Alta y Máxima. Se asigna una incertidumbre mínima cuando se cuenta con información contundente de varias fuentes confiables. Por otro lado, un nivel de incertidumbre máximo se debe usar en casos en los que no exista información o en aquéllos en que la que se tenga provenga de fuentes poco confiables, por ejemplo, páginas de aficionados en internet. De manera ideal, cada una de las evaluaciones debe revisarse por varias personas antes de ser aprobada.

REGLAS PARA EL USO DEL SISTEMA

Antes de comenzar la aplicación del sistema de ponderación fue necesario decidir qué especies se evaluarían. Para ello se utilizó el listado de especies exóticas e invasoras del SIEI, que se conformó con base en diferentes fuentes confiables y que se describe en el capítulo 11.

La evidencia usada para contestar las preguntas debe poder corroborarse de manera independiente.

Dado que es imposible otorgar valor de riesgo a especies con evaluaciones incompletas, ningún campo se debe dejar en blanco; cuando no exista evidencia para una pregunta o no se conozca la respuesta, se deberá contestar "se desconoce" y poner un nivel de incertidumbre máximo.

Toda la evidencia deberá estar documentada, incluyendo las referencias usadas para cada respuesta. El resultado de la evaluación y la documentación empleada deberán ser científicamente sólidos y someterse a revisión por pares. Al revisar las referencias es importante evitar inferir o interpretar la información.

En caso de requerirlo, el sistema divide automáticamente la lista en cuatro categorías diferentes, con la finalidad de facilitar la separación de las especies del listado de acuerdo con el tipo de manejo que podría aplicarse, conforme a las diferentes disposiciones de ley. Las categorías son:

1. Especies exóticas no presentes en México (se puede regular su importación).
2. Especies exóticas presentes en México (para restricciones de movimientos dentro del territorio, o acciones de control o erradicación).
3. Especies exóticas cuyo estatus se desconoce en México (para acciones de monitoreo e investigación).
4. Especies nativas traslocadas.

Un reto especial dentro de este esquema lo presenta la última categoría, que abarca las especies invasoras nativas (traslocadas). Esto se refiere a especies nativas de México que son invasoras en otras regiones del país en las que se han establecido. Este tipo de especies se evaluarán con estos criterios y más adelante las autoridades deberán discutir su menejo.

Resultados

A pesar de que se ha logrado un avance considerable, aún no se ha concluido la evaluación y ponderación de todas las especies del listado de la Conabio (1340), ni el cálculo final considerando los niveles de incertidumbre. A la fecha, se cuenta con las siguientes evaluaciones:

Plantas: se recibieron 113 ponderaciones hechas por especialistas del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA) y de la Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco (UAM-X) sobre especies de alto riesgo, así como información de Senasica-Sagarpa acerca de las malezas que podrían afectar tanto sistemas agrícolas como áreas silvestres; con el mismo criterio se revisaron e incluyeron también malezas de la NOM-043-FITO-1999 (*DOF*, 2000). Con base en esto y en evaluaciones realizadas por la Conabio se han evaluado 142 especies.

Invertebrados: a la fecha se han recibido evaluaciones de 39 invertebrados acuáticos y 42 invertebrados terrestres; entre estos últimos se cuentan plagas de considerable preocupación, como la palomilla del nopal

Cactoblastis cactorum. En estos grupos aún faltan especies por evaluar ya que no existen suficientes especialistas; más aún para los invertebrados acuáticos de los cuales la información existente es limitada, por lo que conforme se genere mayor información se podrán evaluar en su totalidad. A la fecha se han evaluado 39 de los 123 invertebrados acuáticos.

Peces: el grupo de especialistas evaluó todas las especies que se encontraban en la lista de la Conabio, en total 102 especies de peces, principalmente dulceacuícolas. La información para realizar la evaluación fue obtenida a partir de artículos científicos, bases de datos *on-line* como la GISD (*Global Invasive Species Database*) o la NAS (*Nonindigenous Aquatic Species Database* del *U.S. Geological Survey*), así como publicaciones y análisis de riesgo disponibles (véase la clasificación en el Anexo del capítulo 10).

Vertebrados: el grupo responsable de vertebrados terrestres evaluó 55 especies: las incluidas en el listado de la Conabio y nuevas especies que no se habían considerado, a partir de información enviada por los participantes en el taller y de otras instituciones. Este grupo abarca anfibios, reptiles, aves y mamíferos.

COMENTARIOS FINALES

A lo largo del proceso se realizaron algunas modificaciones al diseño original. Las más importantes incluyeron separar las preguntas de la sección de riesgo de introducción, establecimiento y dispersión en dos categorías. La primera se refiere a especies que no están presentes en México, o cuyo estatus se desconoce, y la segunda a especies nativas o exóticas establecidas. La otra modificación importante radica en el uso de herramientas de modelación para los mapas de distribución potencial y coincidencia climática. Muchos de los participantes no tuvieron acceso a los distintos programas y carecían de apoyo técnico, por lo que solicitaron a la Conabio elaborar dichos modelos. Por este motivo, en evaluaciones futuras se podrán entregar los modelos de distribución potencial junto con las solicitudes de evaluación para que sean validados por expertos. Esto también permitirá contar con modelos estandarizados para la evaluación de las especies. Sin embargo, las modificaciones fueron menores y se logró desarrollar una herramienta consensuada y validada por los especialistas que puede utilizarse para evaluar diferentes grupos taxonómicos, y por lo tanto permite obtener resultados comparables. La información que se requiere para evaluar especies se puede obtener mediante la consulta de varias fuentes bibliográficas o a expertos, por lo que cumple con el criterio de considerar los límites de información disponible. Esta versión permitirá establecer, con criterios claros y documentados, la lista de especies que podrían ser incluidas en el primer listado oficial del país.

La metodología será revisada y perfeccionada continuamente, de manera que cada vez se cuente con una mejor herramienta de evaluación de nuevas especies que presenten posible riesgo y que no se encuentren todavía publicadas en el *Diario Oficial*; esto es particularmente importante ya que este listado deberá actualizarse periódicamente. La identificación de las diferentes causas de la variación de los patrones de invasión es compleja (Simberloff y Rejmanek, 2011) y, aunado a que las especies invasoras abarcan todos los grupos taxonómicos y que la primera versión de la lista probablemente no incluye todas las especies que presentan un riesgo, éstas deberán ser evaluadas conforme se vayan presentando nuevos casos, tanto para implementar las debidas medidas de atención como para incluirlas en posteriores versiones de la lista.

Agradecimientos

A todos los participantes de los talleres y quienes han evaluado el método; entre ellos, a Margarita García, Ignacio March, Jordan Golubov y Tony Koop. En este primer esfuerzo de ponderación de especies participaron María Esther Meave, María Ana Tovar, Tulio Villalobos, Maricela Martínez, Heike Vibrans, Gustavo Torres, Nancy Villegas, Ek del Val, Pablo Liedo, Juan Fornoni, Juan Carlos Cantú, Sergio Luna, Silvia de Jesús, Carlos Álvarez-Echeagaray y Oriana Castillo. Nuestro agradecimiento especial a Jesús Alarcón, por su apoyo en la generación de modelos de distribución potencial, y a Víctor Vargas por el diseño del sistema de captura de información.

REFERENCIAS

Baker, R.H.A., R. Black, G.H. Copp, P.E. Hulme, K.A. Haysom y M.B. Thomas. 2005. *UK non-native organism risk assessment scheme user manual*, Version 3.3 dated 28-02-2005: <*https://secure.fera.defra.gov.uk/nonnativespecies/index.cfm?sectionid=51 on 01-03-2010*>.

Baker, R.H.A., R. Black, G.H. Copp, K.A. Haysom, P.E. Hulme, M.B. Thomas, A. Brown, M. Brown, R.J.C. Cannon, J. Ellis, M. Ellis, R. Ferris, P. Glaves, R.E. Gozlan, J. Holt, L. Howe, J.D. Knight, A. MacLeod, N.P. Moore, J.D. Mumford, S.T. Murphy, D. Parrott, C.E. Sansford, G.C. Smith, S. St-Hilaire y N.L. Ward. 2008. The UK risk assessment scheme for all non-native species, en W. Rabitsch, F. Essl y F. Klingenstein (eds.), *Biological Invasions – from Ecology to Conservation. Neobiota* **7**:46-57

Bomford, M. 2008. Risk assessment model for establishment of exotic vertebrates in Australia and New Zealand. Invasive Animals Cooperative Research Centre, Canberra.

Branquart, E. (ed.). 2007. Guidelines for environmental impact assessment and list classification of non-native organisms in Belgium. Belgian Biodiversity Platform, Bruselas.

DOF. 2010. Ley General de Vida Silvestre. Decreto por el que se reforman y adicionan diversas disposiciones de la LGEEPA y de LGVS. *Diario Oficial de la Federación*, 6 de abril de 2010.

DOF. 2000. Norma Oficial Mexicana NOM-043-FITO-1999, Especificaciones para prevenir la introducción de malezas cuarentenarias a México.

EEA. 2010. Towards an early warning and information system for invasive alien species (IAS) threatening biodiversity in Europe. European Environment Agency, Copenhague, Technical report 5.

Essl, F., St. Nehring, F. Klingenstein, N. Milasowszky, Ch. Nowack y W. Rabitsch. 2011. Review of risk assessment systems of IAS in Europe and introducing the German-Austrian Black List Information System (GABLIS). *J. Nat. Conserv.* **19**:339-350.

Essl, F., F. Klingenstein, S. Nehring, C. Otto y W. Rabitsch. 2008. The German-Schwarze Listen invasiver Arten – ein Instrument zur Risikobewertung für die Naturschutz-Praxis. *Natur und Landschaft* 83Jhr. H. 9/10.

Gederaas, L., I. Salvesen y Å. Viken (eds.). 2007. Norwegian black list – Ecological risk analysis of alien species. Artsdatabanken, Noruega.

Invasive Species Ireland. 2008. Invasive Species Ireland Risk Assessment. Briefing document risk assessment. Disponible en: <*www.invasivespeciesireland.com/files/public/Risk%20Assessment/Invasive%20Species%20Ireland%20Risk%20Assessment.pdf on 19-01-2010*>.

Koop, A.L., L. Fowler, L.P. Newton y B.P. Caton. 2012. Development and validation of a weed screening tool for the United States. *Biol. Invasions* **14**:273-294.

Mendoza, R., B. Cudmore, R. Orr, J.P. Fisher, S. Contreras Balderas, W.R. Courtenay, P. Koleff, N. Mandrak, P. Álvarez Torres, M. Arroyo Damián, C. Escalera Gallardo, A. Guevara Sanginés, G. Greene, D. Lee, A. Orbe Mendoza, C. Ramírez Martínez y O. Stabridis Arana. 2009. *Directrices trinacionales para la evaluación de riesgos de las especies acuáticas exóticas invasoras*. Comisión para la Cooperación Ambiental de América del Norte, Montreal.

Simberloff, D. y M. Rejmanek. 2011. Encyclopedia of biological invasions. University of California Press, Berkeley.

Verbrugge, L.N.H., R.S.E.W. Leuven y G. van der Velde. 2010. Evaluation of international risk assessment protocols for exotic species. Institute for Water and Wetland Research Department of Environmental Sciences y Department of Animal Ecology and Ecophysiology, Nijmegen, Países Bajos.

Weber, W., B. Köhler, G. Gelpke, A. Perrenoud y A. Gigon. 2005. Schlüssel zur Einteilung von Neophyten in der Schweiz in die Schwarze Liste oder die Watch-Liste. *Bot. Helv.* **115**:169-194.

7 ANÁLISIS MULTICRITERIO PARA PONDERAR EL RIESGO DE LAS ESPECIES INVASORAS

Jordan Golubov Figueroa, María C. Mandujano,*
Sandino Guerrero-Eloísa, Roberto Mendoza Alfaro,
Patricia Koleff Osorio, Ana Isabel González Martínez,
Yolanda Barrios Caballero y Georgia Born-Schmidt

* Autor para recibir correspondencia: <mcmandu@miranda.ecologia.unam.mx>

Golubov J., M.C. Mandujano, S. Guerrero-Eloisa, R. Mendoza, P. Koleff, A.I. González, Y. Barrios y G. Born-Schmidt. 2014. Análisis multicriterio para ponderar el riesgo de las especies invasoras, en R. Mendoza y P. Koleff (coords.). *Especies acuáticas invasoras en México.* Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, pp. 123-133.

RESUMEN

Los análisis de riesgo para especies invasoras se han desarrollado recientemente en México para el manejo de las invasiones biológicas. Son métodos de análisis que permiten incorporar información sobre los factores que determinan la probabilidad de introducción, establecimiento, dispersión y la severidad de dichas invasiones. En este capítulo se presenta un algoritmo, basado en el método jerárquico analítico, que puede ser utilizado para la evaluación rápida del riesgo potencial de una especie como invasora. Se analizan 10 preguntas organizadas de manera jerárquica y asociadas a ponderaciones en función de los valores sobre diversos atributos como especies invasoras. El modelo resultante tiene dos niveles jerárquicos: el primero compara las características biológicas y taxonómicas, el proceso de invasión e impactos; el segundo nivel jerárquico atribuye los pesos de acuerdo con la importancia relativa entre las variables y, posteriormente, pondera de acuerdo con el valor asignado a los criterios del nivel superior. El modelo incorpora una forma de relacionar las ponderaciones, las respuestas a cada una de las preguntas, con la incertidumbre, para asignar un valor acotado entre 0 y 1 que se usa para agrupar las especies en cuatro niveles de riesgo. Como resultado de dos talleres, en los que se consensuaron los criterios y se puso a prueba este método, se generaron dos modelos. El primero se inclina por las características biológicas y taxonómicas, y el segundo por el proceso de invasión. Se describe la metodología para generar el modelo jerárquico analítico que se ejemplifica con *Salvinia molesta* y tres especies más. Este método de evaluación de riesgo de especies invasoras es relativamente rápido y fácil de aplicar. Además, el método es repetible y actualizable, incorpora información muy amplia, genera valores cuantitativos de riesgo para cualquier especie y permite asignar niveles de riesgo a las especies que se evalúan.

ABSTRACT

Risk analyses for invasive species have been developed recently in Mexico as part of an effective invasive species management. These methods allow an analysis that takes into account information on the factors that determine the probability of introduction, establishment, dispersal, and severity of such species. In this chapter, we developed an algorithm method based on the analytic hierarchical process (AHP) that can be used as a rapid risk assessment tool for invasive species. The analysis uses 10 hierarchically organized questions that encompass common attributes associated to invasive species. The resulting model has two hierarchical levels; the first level compares the biological and taxonomic characteristics, the invasion process and impacts. In the second hierarchical level, questions were assigned weights depending on their relative importance, which were then nested within the corresponding higher hierarchical level. The model also includes a method that connects the weightings for each question to its corresponding answer and uncertainty, into a single bounded value of risk (between 0 and 1), which is then used to allocate species into four risk groups. As a result of two workshops where the method was tested, two weighting schemes were selected. One leans towards the biological and taxonomic characteristics, and the second towards the invasion process. The methodology used to generate the AHP model is described and exemplified with Salvinia molesta*, and three more species. This method is a risk assessment tool for invasive species and it is relatively fast and easy. In addition, the method is repeatable and updatable, incorporates a wide range of information, generates a quantitative risk index for a wide range of species and groups them into discrete and comparable values of risk.*

INTRODUCCIÓN

El manejo de los recursos naturales, que en general son sistemas complejos, necesariamente implica que la resolución de problemas y la toma de decisiones se basen en una opinión experta. Desafortunadamente, en la mayoría de las ocasiones estas decisiones son incompletas, inciertas e incluso pueden llegar a ser contradictorias (Dahlstrom Davidson *et al.*, 2013). Al no existir una solución única, es necesario utilizar métodos de decisión que permitan simplificar los sistemas complejos en pasos más sencillos y abordables con base en criterios claros, que a su vez puedan ser evaluados de manera cuantitativa y utilizados para asignar prioridades y tomar decisiones.

Uno de los campos de la toma de decisiones son los análisis de riesgo, que se refieren al proceso de evaluar la probabilidad de que un riesgo ocurra y la severidad de éste, considerando las consecuencias biológicas, sociales y económicas (Arthur, 2008). Los análisis de riesgo relacionados con las especies invasoras son especialmente problemáticos por la gama tan amplia de impactos que éstas pueden provocar (sociales, económicos, a la salud), así como por la diversidad de grupos de especies y los vacíos de información existentes (Simberloff *et al.*, 2013). Las evaluaciones de riesgo de especies invasoras aún se encuentran en proceso de desarrollo (Andersen *et al.,* 2004) y adaptación; sin embargo, ya existen importantes modelos conceptuales de invasión (Blackburn *et al.*, 2011) y se ha demostrado la utilidad de los primeros sistemas de evaluación de riesgo de uso más generalizado (Pheloung *et al.,* 1999; Daehler y Carino, 2000; Kolar y Lodge, 2002; Baker *et al.,* 2008; Tricarico *et al.*, 2010; Koop *et al.*, 2011).

La necesidad de contar con métodos de evaluación de riesgo eficaces ya se encuentra en varias agendas internacionales (p. ej., WTO, 1995; IPPC, 2007; OIE, 2012) y nacionales (NISC en Estados Unidos y la NOM-043-SAGARPA, en México). En el caso particular de México, con la finalidad de dar cumplimiento a las recientes modificaciones de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LEGEEPA) y Ley General de Vida Silvestre (LGVS) en materia de especies invasoras, en donde se estipula la necesidad de elaborar una lista de especies autorizadas para su importación (*DOF*, 2010), se requieren herramientas de fácil utilización que arrojen resultados claros, contundentes y documentados, tanto para quienes toman decisiones como para los proponentes. Entre los métodos más utilizados en la toma de decisiones destacan los análisis multicriterio, que presentan las siguientes ventajas: 1] permiten incorporar una amplia gama de tipos de información que se puede procesar en un sistema implementado para ser utilizado por diferentes usuarios con una metodología desarrollada por expertos; 2] es posible incorporar el conocimiento de otros expertos; 3] son métodos explícitos, claros, transparentees y lo suficientemente flexibles como para incorporar aspectos sociales, económicos y ecológicos en la toma de decisiones; 4] permiten que la subjetividad inherente a una toma de decisiones de esta naturaleza (*i.e.*, juicio de experto) sea más constante y así enmarcarla dentro de un sistema organizado, transparente y reproducible, y 5] pueden ser actualizados conforme se llenan los vacíos de información.

MÉTODO

Se utilizó el método jerárquico analítico (Analytic Hierarchy Process, AHP) desarrollado por Saaty (1980; 2013), basado en una metodología para simplificar una situación compleja y no estructurada en sus componentes y partes más pequeños, de manera jerárquica, lo que permite asignar valores numéricos a juicios subjetivos, considerando la importancia relativa de cada variable. Lo anterior permite la obtención de resultados sintéticos que servirán como base para la toma de decisiones que pueden ser utilizadas para asignar prioridades.

Como se mencionó, el desarrollo de la metodología obedeció a la necesidad de obtener una lista de las especies invasoras (potencialmente o ya en territorio mexicano) acompañada de una categorización del riesgo que representan para México, pero en la que las decisiones estuvieran acopladas a criterios de selección derivados del análisis y no de preferencias sesgadas. De esta manera, se diseñó un sistema en el cual la evaluación del riesgo de las especies se pudiera hacer de manera independiente con criterios que pudieran reflejar el riesgo de invasión (en términos biológicos y de sus impactos, y con base en datos históricos) de cualquier especie exótica con potencial de convertirse en invasora. Además, resultaba imperativo incorporar en el análisis el componente de incertidumbre asociado a cada decisión, que a pesar de ser comúnmente ignorado, resulta un factor fundamental a considerar en el caso de las especies invasoras (Dahlstrom Davidson *et al.*, 2013; Larson *et al.*, 2013). Se utilizó un esquema dividido en dos partes: en la primera se utiliza el AHP para asignar

los pesos relativos a preguntas de una evaluación de riesgo, y en la segunda se asignan valores cuantitativos a respuestas e incertidumbres. Estas dos partes se unen de manera multiplicativa para proporcionar un valor de riesgo para cada especie (Fig. 1).

Este sistema de evaluación se comenzó a desarrollar después de realizar dos talleres con especialistas en especies invasoras, que fungen como antecedentes importantes. Resultado del primer taller se llegó al sistema de clasificación (véanse capítulos 3 y 6). El segundo taller de criterios para establecer las listas de especies invasoras, junto con el conocimiento de expertos de varias instituciones, logró generar un consenso, que es el que se presenta en este capítulo.

En resumen, el objetivo fue asignar un valor de riesgo en términos cuantitativos a las preguntas de la evaluación de riesgo (descritas en el capítulo 6), que consta de 10 preguntas o criterios, y las respuestas correspondientes (*a*, muy alto; *b*, alto; *c*, medio; *d*, bajo; *e*, no existe evidencia, y *f*, se desconoce; cuadro 1) son transformadas en valores cualitativos que toma cada criterio y a éstos se les asocia un valor de incertidumbre con base en la información recopilada (cuadro 2).

En un primer paso se dividieron las 10 preguntas del análisis de riesgo en tres grandes criterios que constituyen el primer nivel jerárquico, resultado de las primeras reuniones de trabajo: atributos biológico-taxonómicos y vectores de otras especies invasoras (estatus), los procesos relacionados con las invasiones biológicas (invasividad) y los diferentes impactos (impactos) (Fig. 2). Posteriormente, la aproximación que se utilizó para asignar el peso relativo a cada uno de los criterios de este primer nivel jerárquico fue la comparación pareada entre criterios, tomando como referencia la escala fundamental para comparaciones pareadas propuesta por Saaty (2012; cuadro 3). Para el primer nivel jerárquico se obtuvieron dos consensos diferentes, ya que los expertos difirieron en sus opi-

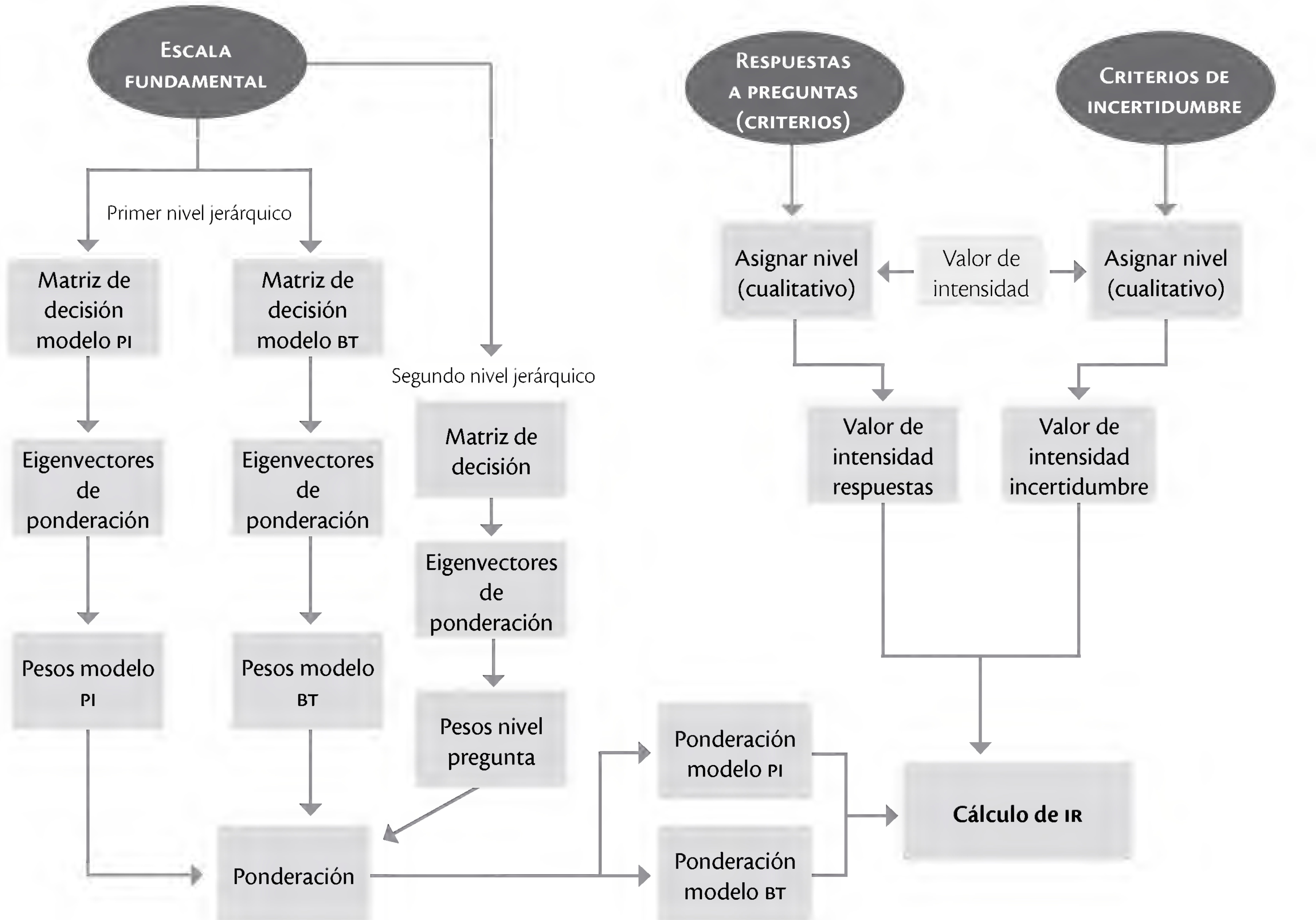


Figura 1. Diagrama de flujo que se utilizó para la evaluación del riesgo de especies invasoras. El diagrama se divide en dos partes: la primera corresponde al análisis jerárquico y ponderación de las preguntas, y la segunda, a la asignación de los valores de intensidad a las respuestas. Todo el modelo se une en un solo índice de riesgo (IR).

Cuadro 1. **Criterios de los aspectos considerados en el análisis de riesgo**

	Criterio (véase cuadro 5 para asignar el valor de intensidad de la respuesta)
Estatus	1. Reporte como invasora
	2. Relación con taxones cercanos, que son reconocidos como invasores
	3. Vector de otras especies invasoras
Invasividad	4. Riesgo de introducción
	5. Riesgo de establecimiento
	6. Riesgo de dispersión
Impactos	7. Sanitarios (humanos, animales, flora)
	8. Económicos y sociales
	9. Ambientales
	10. Ecológicos
Respuestas	*a*, muy alto; *b*, alto; *c*, medio; *d*, bajo; *e*, no existe evidencia , y *f*, se desconoce

Cuadro 2. **Criterios cualitativos de incertidumbre (basado en Koop *et al.*, 2012)**

Incertidumbre	*Tipos de fuentes de información (véase el cuadro 5 para asignar el valor de intensidad de la respuesta)*
Mínima	Fuentes contundentes de información como: • Varias fuentes independientes de información de publicaciones arbitradas • Libros y artículos científicos o técnicos con aprobación editorial • Registro oficial*/publicación oficial* (con aprobación editorial) (*Sagarpa, Semarnat, Salud, NAPPO, OIRSA, etc.) • Comunicación personal de experto (con experiencia en la especie estudiada)
Baja	• Bases de datos de información especializada de gobiernos o universidades (WOS, CABI, ISSG, NAS, GISID, NEMESIS, OIE) que citen fuentes de incertidumbre mínima • Documento científico o técnico no publicado (elaborado por especialistas)
Media	• Documento científico técnico sin arbitraje • Publicación de divulgación • Bases de datos sin metadatos o sin controles de calidad claros
Alta	• Información contradictoria • Fuentes de baja calidad (ej., búsqueda en Google, sin fuentes claras de información) • Datos anecdóticos de no especialistas • Basada en información de congéneres y no en la especie evaluada
Máxima	• Falta de evidencia • Sólo hay una fuente de calidad dudosa

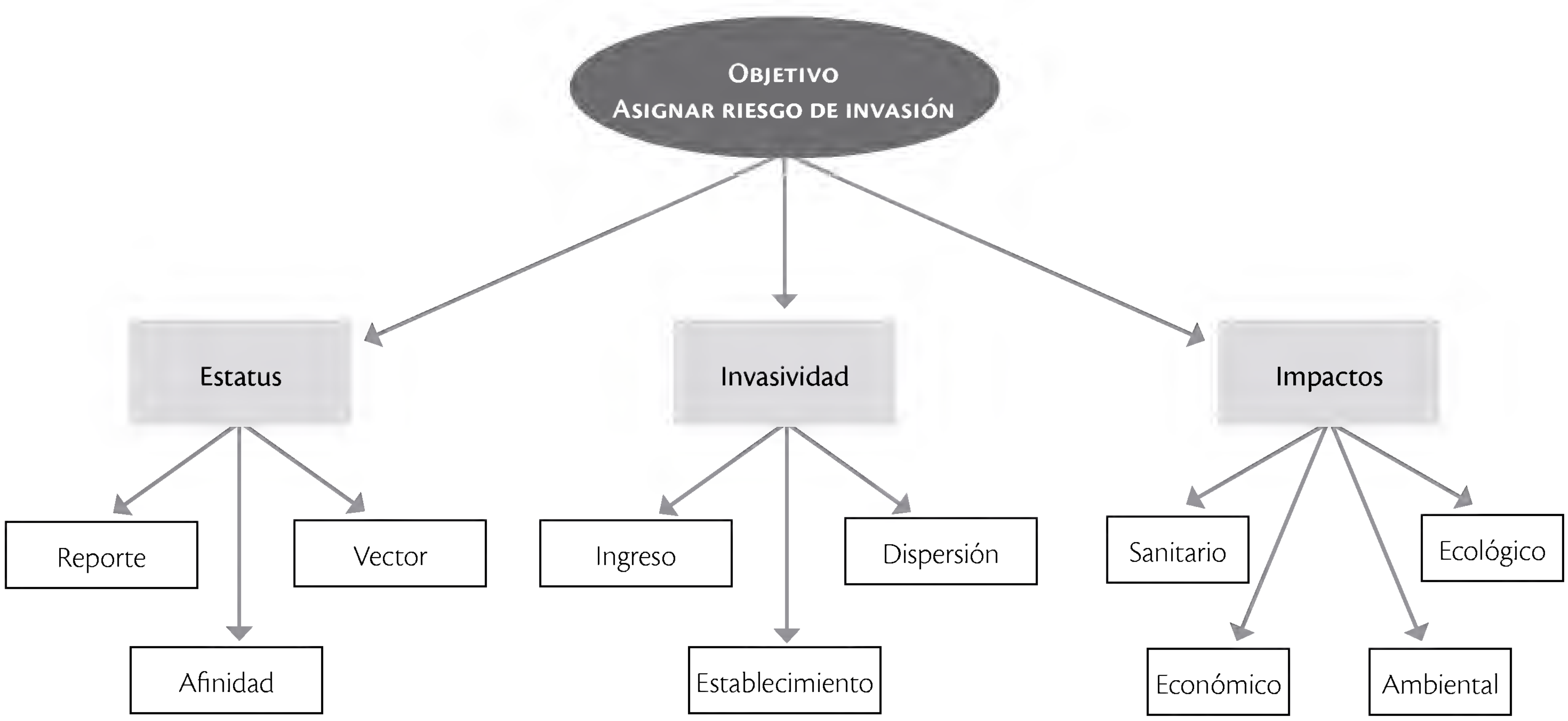


Figura 2. Representación jerárquica de las preguntas y criterios utilizados en el capítulo 6 para ser analizados con el método AHP. Cada criterio del primer nivel jerárquico (estatus, invasividad e impactos) fue a su vez dividido en un segundo nivel jerárquico (cuadros en blanco).

niones, por lo que se generaron dos modelos (Fig. 1). El primero de ellos (que se denominó PI, porque se refiere al proceso de invasión) le da más importancia a las características de invasividad, mientras que el segundo modelo, BT, le confiere más peso a reportes previos que ha tenido la especie como invasora, y su cercanía taxonómica con otras especies invasoras, es decir, al nivel biológico-taxonómico (cuadro 4). Los pesos que se le dieron a los criterios en este primer nivel jerárquico son los eigenvalores normalizados de la matriz de decisión e implican que 25% de la calificación de riesgo se debe al estatus, 50% a la invasividad y 25% a los impactos para el modelo PI. En contraste, en el modelo BT, 50% se debe al estatus, 25% a la invasividad y 25% a los impactos. Dentro del taller se generó un tercer modelo que confería una mayor ponderación al criterio de impactos; sin embargo, los análisis no difirieron de un modelo que se denominó nulo, en el que se asignó el mismo peso a todos los criterios, razón por la que se descartó. El índice de riesgo asignado al primer nivel jerárquico de criterios fue el siguiente:

Índice de riesgo = α (peso estatus) + β (peso invasividad) + δ (peso impactos), donde:

Modelo PI: $\alpha = 0.25$, $\beta = 0.5$ y $\delta = 0.25$

Modelo BT: $\alpha = 0.5$, $\beta = 0.25$ y $\delta = 0.25$

Los valores suman 1, aunque el peso que tienen los criterios en este primer nivel jerárquico fue diferente.

El segundo paso consistió en aplicar este mismo método de decisión en el segundo nivel jerárquico (Fig. 1). Se realizaron las comparaciones pareadas dentro del grupo de estatus (tres preguntas), invasividad (tres preguntas) e impactos (cuatro preguntas). Para el primer criterio del segundo nivel jerárquico (estatus), la información previa de una especie clasificada como invasora es un aspecto valorado por muchos métodos de análisis de riesgo (Pheloung *et al*., 1999; Tricarico *et al*., 2010) y

Cuadro 3. **Escala fundamental para comparaciones múltiples (Saaty, 2012)**

Importancia	*Definición*	*Explicación*
1	Igual importancia	Dos actividades/criterios contribuyen igualmente al objetivo
3	Importancia moderada	La experiencia y juicio están moderadamente a favor de una actividad sobre otra
5	Más importante	Experiencia favorece más a una que a otra
7	Mucho más importante	Experiencia favorece más a una que a otra, la praxis lo demuestra
9	Absolutamente más importante	La evidencia que favorece una sobre otra es contundente
2, 4, 6, 8	Valores intermedios	Cuando se requiere un compromiso entre las anteriores

Cuadro 4. **Ponderación de cada pregunta con los dos modelos propuestos.**
En negritas se indica el peso relativo para el primer nivel jerárquico

Criterio de grupo	*Criterio por grupo*	*Peso modelo PI*	*Pesos ponderados modelo PI*	*Peso modelo BT*	*Pesos ponderados modelo BT*
Estatus		**0.25**		**0.5**	
	1. Reporte	0.5	0.125	0.5	0.25
	2. Afinidad	0.2	0.05	0.2	0.1
	3. Vector	0.3	0.075	0.3	0.15
Invasividad		**0.5**		**0.25**	
	4. Introducción	0.4	0.2	0.4	0.1
	5. Establecimiento	0.4	0.2	0.4	0.1
	6. Dispersión	0.2	0.1	0.2	0.05
Impacto		**0.25**		**0.25**	
	7. Sanitario	0.25	0.0625	0.25	0.0625
	8. Económico/social	0.25	0.0625	0.25	0.0625
	9. Ambiental	0.25	0.0625	0.25	0.0625
	10. Ecológico	0.25	0.0625	0.25	0.0625
Suma			1		1

en muchos casos es el criterio más importante para predecir una nueva invasión (Reichard y Hamilton, 1997; Moyle y Marchetti, 2006). Por otra parte, la afinidad (cercanía taxonómica de la especie evaluada con otras especies reportadas como invasoras) también es un criterio que se ponderó relativamente alto, ya que la distribución de especies invasoras no es homogénea taxonómicamente (Alcaraz *et al.*, 2005; Statzner *et al.*, 2008) y existen grupos de especies relacionadas taxonómicamente que han resultado invasoras (*e.g.*, loricáridos). También hay un gran cúmulo de evidencia acerca de los efectos de especies invasoras como vectores (Lounibos, 2002; Pinder *et al.*, 2005). Para asignar el peso del nivel estatus, la matriz de decisión resultante para el primer grupo fue la siguiente (índice de consistencia < 0.00001):

	reporte	*afinidad*	*vector*
reporte	1	2.5	1.66
afinidad	1/2.5	1	1/1.5
vector	1/1.66	1.5	1

y el vector de ponderación normalizado tuvo los valores de reporte = 0.5, afinidad = 0.2 y vector = 0.3.

El mismo sistema de ponderación pareada se usó para la comparación del segundo nivel jerárquico de invasividad (tres preguntas para invasividad: introducción, establecimiento y dispersión), en donde el consenso fue resaltar con igual importancia el ingreso (Ricciardi y Rasmussen, 1998; Hulme, 2009) y el establecimiento para una invasión exitosa (García-Berthou *et al.*, 2005; pasos A-C3 en Blackburn *et al.*, 2011), más que las características de dispersión. En el segundo nivel jerárquico de impactos se decidió tratarlos con igual grado de importancia, por lo que se les asignó el mismo peso a todos los criterios. En ambos casos el índice de consistencia fue menor de 1%. El resultado de aplicar las ponderaciones a cada pregunta del segundo nivel jerárquico es un valor que refleja una preferencia (normalizada) de las 10 preguntas y que se pudo utilizar para evaluar cada especie. Por ejemplo, para la primera pregunta (reporte como invasora) el peso ponderado del primer nivel jerárquico se multiplicó por el valor ponderado de la pregunta en el segundo nivel jerárquico, de tal manera que se tiene $0.25 \times 0.5 = 0.125$ para el modelo PI y $0.5 \times 0.5 = 0.25$ para el modelo BT.

El siguiente elemento que se consideró y que no usó la escala fundamental fue la asignación de un valor numérico de intensidad a las respuestas (de *a* a *f*) y otro valor de intensidad a la incertidumbre (cuadro 5). La asignación de un valor numérico a las preguntas que son una variable ordinal discreta se realizó utilizando un valor de intensidad (Saaty, 2012). El valor de intensidad es simplemente un valor numérico (entre 0 y 1) que se le asigna a cada tipo de respuesta y que permite mantener la característica de ordinalidad, de tal manera que una respuesta de "muy alto" corresponde a un valor de intensidad mayor que una respuesta de "alto" y "medio". Asumiendo una postura de principio precautorio para minimizar riesgo, se asignó un valor de intensidad medio en las preguntas para las cuales no existía información suficiente para tomar una decisión y una incertidumbre máxima, como resultado de la falta de información. La implicación es lógica en términos del principio precautorio, pero también es estadística, ya que al asignar un valor medio (0.5) existe la disponibilidad a estar equivocados y asumir un error máximo de 0.5.

De esta manera, el resultado final de la evaluación de riesgo es un índice de riesgo (IR) de valor numérico (entre 0 y 1) que incorpora la ponderación de los criterios en dos niveles jerárquicos consensuada por expertos: las respuestas a los criterios y la incertidumbre en donde los valores de IR más cercanos a 1 indicarían mayor riesgo. La construcción final del índice de riesgo para cada especie sería:

$$IR = \sum_{i=1}^{n} \text{peso ponderado pregunta } i \times \text{valor de intensidad de la pregunta } i \times \text{valor de intensidad de la incertidumbre de la pregunta } i$$

Cuanto mayor sea el valor de IR mayor será el riesgo y menor la incertidumbre. El presente método difiere de otros análisis de riesgo que clasifican el valor numérico

Cuadro 5. **Valores de intensidad (numérico cuantitativo) asignados a cada tipo de respuesta y nivel de incertidumbre asociado al sistema de análisis de riesgo** (capítulo 6; véase el texto para las preguntas y valores de incertidumbre)

Respuesta a la pregunta	*Valor de la respuesta*	*Nivel de incertidumbre*	*Valor de intensidad asignado a la pregunta o a la incertidumbre*
A	muy alto	mínimo	1
B	alto	bajo	0.75
C y F	medio/se desconoce	medio/máximo	0.5
D	bajo	alto	0.25
E	nulo		0

en pocas categorías (Pheloung *et al.*, 1999; Copp *et al.*, 2005; Baker *et al.*, 2008; Koop *et al.*, 2011). Para lograr una categorización de una variable para fines prácticos que represente el índice de riesgo (IR) se combinaron los valores de intensidad de las 10 respuestas y los valores de intensidad de la incertidumbre en una matriz (cuadro 6). Esta matriz genera los valores del centro de la distribución para esa combinación de variables. Por ejemplo, si se generan todas las respuestas e incertidumbres con respuesta de "medio" (valor de intensidad de 0.5), entonces se obtendría un valor de 0.25. Se proponen las siguientes categorías de riesgo iniciales, riesgo muy alto (RMA) = valores de IR mayores de 0.5; riesgo alto (RA) = valores de IR mayores de 0.25 y menores o iguales a 0.5; riesgo medio (RM) = valores de IR mayores de 0.125 y menores o iguales a 0.25; riesgo bajo (RB) = valores de IR por debajo de 0.125. Así, todas las especies de riesgo medio, alto y muy alto deberán ser controladas; su uso deberá restringirse o prohibirse su ingreso al país.

Cuadro 6. **Matriz de decisión de las respuestas y su incertidumbre (entre paréntesis su valor de intensidad) para categorizar el índice de riesgo (IR)**

Valor de la pregunta	*Valor de la incertidumbre*			
	mínima (1)	baja (0.75)	media (0.5)	alta (0.25)
muy alto (1)	1	0.75	0.5	0.25
alto (0.75)	0.75	0.56	0.375	0.1879
medio (0.5)	0.5	0.375	0.25	0.125
bajo (0.25)	0.25	0.1879	0.1250	0.0625
no existe evidencia (0)	0	0	0	0

Nota: véase el texto para las preguntas y los valores de incertidumbre.
Se asigna un valor medio cuando no existe información suficiente y cuando la incertidumbre es máxima.

EJEMPLOS

Para ejemplificar el método se utilizó *Salvinia molesta* (Pteridophyta, Salviniaceae), una planta acuática exótica invasora presente en México. Se respondieron las 10 preguntas del análisis de riesgo (capítulo 6) con información de diversas fuentes (bases de datos y diversos artículos científicos). Por ejemplo, para la primera pregunta la respuesta es MA (muy alto), ya que es ampliamente conocido que *S. molesta* es una especie reportada en muchas partes del mundo como especie invasora y se encuentra dentro de las 100 especies más invasoras del GISP. Los reportes han sido registrados por dependencias de gobierno, artículos científicos y bases de datos especializadas, por lo que se le asigna la incertidumbre mínima. Si convertimos las respuestas en valores de intensidad, tenemos un valor de 1 para la respuesta y un valor de 1 para la incertidumbre (cuadro 5). El valor ponderado (cuadro 4) para la primera pregunta de la evaluación de *S. molesta* sería de 0.25 (ponderación de la pregunta) × 1 (valor de intensidad de la respuesta) × 1 (valor de intensidad de la incertidumbre) = 0.125 (valor ponderado de la respuesta con incertidumbre para la primera pregunta). Este mismo proceso se repitió para las nueve preguntas restantes. El valor de riesgo (IR) para *S. molesta* fue la suma del valor de riesgo de todas las preguntas y se comparó con los valores del riesgo ponderado (cuadro 7). Los resultados para *S. molesta* son mayores de 0.5 en ambos modelos (modelo PI = 0.67633 y modelo BT = 0.73906), lo cual la colocan dentro de las especies de alto riesgo (cuadro 6). Utilizando el mismo ejercicio para tres especies más [*Eichhornia crassipes* (Angiosperma Pontederiaceae), *Oroechromis niloticus* (Animalia: Cichlidae) y *Poecilia reticulata* (Animalia: Poeciliidae)], su IR las coloca también dentro de las especies de muy alto riesgo (cuadro 8).

PERSPECTIVAS Y CONCLUSIONES

Los análisis de riesgo son una herramienta flexible de evaluación; si bien su estructura y componentes pueden variar dependiendo de su propósito, escala y usuarios, el proceso tiene una base sólida para medir de forma cualitativa o cuantitativa la probabilidad de que ocurran eventos que pueden tener diferentes consecuencias (Arthur, 2008). Por ello son un elemento indispensable en la toma de decisiones, en particular para nuestro país, que se encuentra ante la necesidad de generar listas de especies que puedan ser catalogadas como invasoras, de acuerdo con diversos criterios. El método que se muestra en el presente capítulo trata de responder a esta necesidad asignando niveles de riesgo a una amplia diversidad de especies. El método se ve fortalecido ya que el algoritmo tiene criterios claros, resultado de la opinión experta en diversos grupos taxonómicos, y su aplicación puede hacerse de manera rápida. Por ejemplo, varios de los autores del capítulo han podido hacer análisis de riesgo en periodos de uno

Cuadro 7. **Ejemplo del uso de los dos modelos de ponderación y los valores de intensidad a las preguntas del análisis de riesgo para generar un índice de riesgo (IR) en *Salvinia molesta***

Pregunta	*Pesos ponderados Modelo PI*	*Pesos ponderados Modelo BT*	*Respuesta a pregunta*	*Incertidumbre*	*Valor de intensidad respuesta*	*Valor de intensidad incertidumbre*	*Valor por pregunta utilizando IR Modelo PI*	*Valor por pregunta utilizando IR Modelo BT*
Estatus								
1. Reporte	0.125	0.25	MA	Mínima	1	1	0.125 × 1 × 1 = 0.125	0.25 × 1 × 1 = 0.25
2. Afinidad taxonómica	0.05	0.1	MA	Mínima	1	1	0.05 × 1 × 1 = 0.05	0.1 × 1 × 1 = 0.1
3. Vector	0.075	0.15	MA	Media	1	0.5	0.075 × 1 × 0.5 = 0.0375	0.15 × 1 × 0.5 = 0.075
Invasividad								
4. Introducción	0.2	0.1	M	Media	0.5	0.5	0.2 × 0.5 × 0.5 = 0.05	0.1 × 0.5 × 0.5 = 0.025
5. Establecimiento	0.2	0.1	MA	Mínima	1	1	0.2 × 1 × 1 = 0.2	0.1 × 1 × 1 = 0.1
6. Dispersión	0.1	0.05	M	Mínima	0.5	1	0.1 × 0.5 × 1 = 0.05	0.05 × 0.5 × 1 = 0.025
Impactos								
7. Salud	0.0625	0.0625	MA	Media	1	0.5	0.065 × 1 × 0.5 = 0.02343	0.065 × 1 × 0.5 = 0.02343
8. Económico/social	0.0625	0.0625	A	Mínima	0.75	1	0.065 × 0.75 × 1 = 0.0468	0.065 × 0.75 × 1 = 0.0468
9. Ambiental	0.0625	0.0625	A	Mínima	0.75	1	0.065 × 0.75 × 1 = 0.0468	0.065 × 0.75 × 1 = 0.0468
10. Ecológico	0.0625	0.0625	A	Mínima	0.75	1	0.065 × 0.75 × 1 = 0.0468	0.065 × 0.75 × 1 = 0.0468
Suma	1	1					0.67633	0.73906

Nota: 1 a 10 se refiere al número de pregunta respondida.

Cuadro 8. **Valores de riesgo con los dos modelos para cuatro especies acuáticas seleccionadas (dos plantas y dos peces) que tienen características invasoras**

Especie	*Índice de riesgo Modelo PI*	*Índice de riesgo Modelo BT*
Eichhornia crassipes	0.98125	0.9625
Poecilia reticulata	0.51797	0.53672
Oreochromis niloticus	0.61406	0.6
Salvinia molesta	0.67633	0.7390

a tres días aplicando este algoritmo, en comparación con otro tipo de métodos que además necesitan un mayor grado de especialización del evaluador. Sin embargo, aún existen varios aspectos importantes que se deben considerar. El primero es la validación del modelo en sí. La primera validación del modelo es el contraste contra una hipótesis nula (en donde todas las respuestas tengan la misma ponderación) y los análisis preliminares indican que los modelos que se proponen sí difieren estadísticamente de un modelo nulo (Golubov *et al.*, datos no publicados). Este resultado da cierta certeza de que la ponderación de los criterios tiene una consecuencia en el resultado final y es consistente con los hallazgos documentados en la literatura científica y la opinión de los expertos en cuanto al peso que se asignó a cada criterio. El segundo aspecto que se tiene que tomar en cuenta es la validación de los resultados del IR con otros instrumentos de análisis de riesgo, en particular de aquellos que hacen análisis más completos. Por ejemplo, los análisis de riesgo de las especies que se encuentran en la NOM-043-FITO-1999, las cuales por ser especies cuarentenarias deberían tener índices de riesgo mayores de 0.5, y al menos sabemos que en un análisis preliminar los valores de FI-ISK (Tricarico *et al.*, 2010) se correlacionaron positiva y significativamente con el IR (Mendoza *et al.*, datos no publicados). Hay otros métodos de evaluación que pueden ser utilizados para calibrar y validar este modelo. El tercer componente a considerar es el punto de corte para la asignación de las cuatro categorías de riesgo (muy alto, alto, medio y bajo). La primera aproximación fue utilizar criterios del principio precautorio, en el que la cota de mayor riesgo

la imponen los valores de las preguntas, a las que se les da valor medio (0.5) pero con alta certidumbre (valor de 1) o valores altos a las preguntas (valor de 1) con incertidumbre media a máxima (0.5). Se espera que el método propuesto pueda ser un punto de partida para generar un listado de especies con su respectivo índice de riesgo que pueda ser utilizado por las diversas instituciones. Esta primera aproximación debe ser utilizada como criterio de decisión para llevar a cabo un análisis de riesgo más detallado, como el de la CCA (Mendoza, 2009), u otros específicos para malezas (Pheloung *et al.*, 1999) o varias especies (Baker *et al.*, 2008). En esta etapa es especialmente valioso tener una herramienta de evaluación rápida cuando se pretende evaluar un número grande de especies transportbles por alguna vía, ya que puede, por ende, complementar los análisis de vías de introducción (véase el capítulo 8). Por lo general, no se llevan a cabo análisis de riesgo de especies que están en su límite de distribución conocido; sin embargo, se pueden realizar para analizar casos de posibles translocaciones. Finalmente, una ventaja adicional del método es que las especies pueden ser reevaluadas con relativa facilidad en el momento en que se tenga nueva información.

Agradecimientos

Agradecemos a todos los participantes del II Taller de criterios para el listado de especies exóticas invasoras, con quienes logramos obtener un consenso en la ponderación. Tania Urquiza Haas, Saúl Castañeda y Sergio Zalba revisaron y mejoraron el manuscrito de manera sustantiva.

REFERENCIAS

Alcaraz, C., A.Vila-Gispert y E. Garcia-Berthou. 2005. Profiling invasive fish species: The importance of phylogeny and human use. *Diversity and Distributions* 11: 289-298.

Andersen, M.C., H. Adams, B. Hope y M. Powell. 2004. Risk assessment for invasive species. *Risk Analysis* 24: 787-793.

Arthur, J.R. 2008. General principles of the risk analysis process and its application to aquaculture, en M.G. Bondad-Reantaso, J.R. Arthur y R.P. Subasunghe (eds.). *Understanding and applying risk analysis in aquaculture.* FAO Fisheries and Aquaculture Technical paper 519. Rome, FAO, pp. 3-8. <*http://academia.edu/1226062/Introduced_marine_species_risk_assessment_aquaculture*>.

Baker, R.H.A., R. Black, G.H. Copp, K.A. Haysom, P.E. Hulme, M.B. Thomas, A. Brown M. Brown, R.J.C. Cannon, J. Ellis, M. Ellis, R. Ferris, P. Glaves, R.R. Gozlan, J. Holt, E. Howe, J.D. Knight, A. MacLeod, N.P, Moore, J.D. Mumford, S.T. Murphy, D. Parrot, C.E. Sansford, G.C. Smith, S. St Hilaire y N.L. Ward. 2008. The UK risk assessment scheme for all non-native species. *Neobiota* 7: 46-57.

Blackburn, T., P. Pysek, S. Bacher, J.T. Carlton, R.P. Duncan, V. Jarsosik, J.R.U. Wilson y D.M. Richardson. 2011. A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology and Evolution* 26: 333-339.

CCA. 2009. Trinational risk assessment guidelines for aquatic alien invasive species. Comisión para la Cooperación Ambiental de América del Norte. Montreal, Quebec, Canadá.

Copp, G.H., R. Garthwaite y R. Gozlan. 2005. Risk, identification and assessment of non-native freshwater fishes: a summary of concepts ad perspective in protocols for the UK. *Journal of Applied Ichthyology* 21: 371-373.

Daehler, C.C., y D.A. Carino. 2000. Predicting invasive plants: prospect for a general screening system based on current regional models. *Biological Invasions* 2: 93-102.

Dahlstrom Davidson, A., M.L. Campbell y C.L. Hewitt. 2013. The role of uncertainty and subjective influences on consequence assessment by aquatic biosecurity experts. *Journal of Environmental Management* 127: 103-113.

DOF. 1999. *Norma Oficial Mexicana NOM-043-FITO-1999, Especificaciones para prevenir la introducción de malezas cuarentenarias a México. Diario Oficial de la Federación*, 1 de marzo de 2000.

DOF. 2010. *Ley General de Vida Silvestre.* Decreto por el que se reforman y adicionan diversas disposiciones de la LGEEPA y de la LGVS. Diario Oficial de la Federación, 6 de abril de 2010.

García-Berthou, E., C. Alcaraz, Q. Pou-Rovira, L. Zamora, G. Coenders y C. Feo. 2005. Introduction pathways and establishment rates of invasive aquatic species in Europe. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62: 453-463.

Hulme, P.E. 2009. Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization. *Journal of Applied Ecology* 46: 10-18.

IPPC. 2007. ISPM No 2 *Framework for Pest Risk Analysis*. Rome, IPPC, FAO.

Kolar, C.S., y D.M. Lodge. 2002. Ecological predictions and risk assessment for saline fishes in North America. *Science* 298: 1233-1236.

Koop, A.L., L.P Newton, L. Kohl, L.C. Millar, R. Griffin, S. Bloem, A.M. Jackson, D.M. Borchert y J.P. Thomson. 2012. WRA 101 Weed Risk Assessment Workshop. 19-22 June 2012. USDA, APHIS, PPQ, CPHST, Plant Epidemiology and Risk Analysis Laboratory. Raleigh NC, USA. 160 pp.

Koop, A.L., L.P. Folwer, L.P Newton y B.P. Caton. 2011. Development and validation of a weed screening tool for the United States. *Biological Invasions* 14: 273-294.

Larson, B.M.H., C. Kueffer, Zif Working Group on Ecological Novelty. 2013. Managing invasive species amidst high uncertainty and novelty. *Trends in Ecology and Evolution* 28: 255-256.

Lounibos, L.P. 2002. Invasions by insect vectors of human disease. *Annual Review of Entomology* 47: 233-266.

Mendoza, R., B. Coudmore , R. Orr, J Fisher, S. Contreras, W. Courtenay, P. Koleff, N. Mandrak, P. Álvarez, M. Arroyo, C. Escalera, A. Guevara, G. Greene, D. Lee, A. Orbe, C. Ramírez y O. Stabridis. 2009. *Trinational Risk Assessment Guidelines for Aquatic Invasive Species: Test cases for Snakeheads (Channidae) and Armored Catfishes (Loricariidae) in North American Inland Waters*. Commission for Environmental Cooperation. Montreal, Canadá, 98 pp.

Moyle, P.B., y M.P. Marchetti. 2006. Predicting invasion success: freshwater fishes in California as a model. *BioScience* 56: 515-524.

OIE. 2012. *Código sanitario para los animales terrestres*. Normas Internacionales, Organización Mundial de Sanidad Animal. <*www.oie.int/es/normas-internacionales/codigo-terrestre/acceso-en-linea*> (consultado en julio de 2013).

Pheloung, P.C., P.A. Williams y S.R. Halloy. 1999. A weed risk assessment model for use as a biosecurity tool evaluating plant introductions. *Journal of Environmental Management* 57: 239-251.

Pinder, A.C., R.E. Gozlan y J.R. Britton. 2005. Dispersal of the invasive top mouth gudgeon, *Psudorasbora parva* in the UK: a vector for an emergent infectious disease. *Fisheries Management and Ecology* 12: 411-414.

Reichard, S.H., y C.W. Hamilton. 1997. Predicting invasions of woody plants introduced into North America. *Conservation Biology* 11: 193-203.

Ricciardi, A., y J.B. Rasmussen 1998. Predicting the identity and impact of future biological invaders: a priority for aquatic resource management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55: 1759-1765.

Saaty, T.L. 1980. *The analytic hierarchy process: planning, priority setting, resource allocation*. McGraw-Hill, USA.

Saaty, T.L. 2012. *Decision making for leaders. The analytic hierarchy process for decisions in a complex world*. University of Pittsburgh, PA, USA.

Saaty, T.L. 2013. *Fundamental of decision and priority theory with the analytic hierarchy process*. University of Pittsburgh, PA, USA.

Simberloff, D., J.L. Martin, P. Genovesi, V. Maris, D.A. Wardel, J. Aronson, F. Courchamp, B. Galil, E. Garcia-Berthou, M. Pascal, P. Pusek, R. Sousa, E. Tabacchi y M. Vila. 2013. Impacts of biological invasions: What's what and the way forward. *Trends in Ecology and Evolution* 28: 58-66.

Statzner, B., N. Bonaday y S. Doledec. 2008. Biological attributes discriminating invasive from native European stream invertebrates. *Biological Invasions* 10: 517-530.

Tricarico, E., L.Vilizzi, F. Gherardi y G.H. Copp. 2010. Calibration of FI-ISK, and invasiveness screening tool for non-native freshwater invertebrates. *Risk Analysis* 30: 285-292.

WTO. 1995. Agreement on the application of sanitary and phytosanitary measures. World Trade Organization. Disponible en <*www.wto.org/english/docs_e/legal_e/15-sps.pdf*> (consultado en julio de 2013).

8 ANÁLISIS DE VÍAS DE INTRODUCCIÓN: ESPECIES ACUÁTICAS INVASORAS EN EL GOLFO DE MÉXICO

Roberto Mendoza Alfaro,* Sergio Luna Peña, Yésica Gómez Mancha, Porfirio Álvarez Torres y Flor Sánchez Alejandro

* Autor para recibir correspondencia: <roberto.mendoza@yahoo.com>

Mendoza R., S. Luna, Y. Gómez, P. Álvarez y F. Sánchez. 2014. Análisis de vías de introducción: especies acuáticas invasoras en el golfo de México, en R. Mendoza y P. Koleff (coords.), *Especies acuáticas invasoras en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, pp. 135-154.

RESUMEN

Se describe una metodología integral para evaluar el cambio en la biodiversidad del golfo de México como resultado de la introducción de especies y el riesgo potencial que éstas representan o podrían desarrollar. Se realizó un análisis de riesgo de las vías de introducción con base en las directrices propuestas por la Aquatic Nuisance Species Task Force (*ANSTF*) y el Consejo Nacional de Especies Invasoras (*NISC*), por conducto del Equipo de Análisis de Vías de Introducción del Comité de Prevención de este último. Adicionalmente, fue desarrollado un algoritmo para determinar el grado de invasividad (puntuación de invasividad para especies, SIS), que consiste en un sistema de ecuaciones multivariadas que consideran variables como los impactos, la extensión geográfica, el estado de protección de las especies y las vías involucradas. Se obtuvo un índice de invasividad que permitió la identificación de las vías de introducción de las especies más peligrosas en este gran ecosistema marino. Se consultaron las principales bases de datos de especies invasoras acuáticas y la literatura científica, y se seleccionaron 113 especies marinas y estuarinas en total: 69 resultaron exóticas, mientras que 44 eran trasplantes nativos, siendo los invertebrados y los peces los grupos más numerosos. Las principales vías de introducción fueron el transporte acuático, incluyendo el agua de lastre y las bioincrustaciones, así como la acuicultura y el acuarismo. La principal fuente de introducción en el golfo de México fue Norteamérica seguida por Asia. Veintiocho especies fueron clasificadas como invasoras críticas, incluidas cuatro de las especies consideradas como las más peligrosas del mundo y cinco que constituyen serias amenazas para la salud humana. Las 28 especies destacan como agentes de cambio no lineales de la diversidad en el golfo de México, una zona económica trinacional única para hacer frente a amenazas que incluyen las especies invasoras provenientes de otros continentes.

ABSTRACT

A methodology used to assess the change in biodiversity of the Gulf of Mexico as a result of species introduction and the potential risk they have or could develop is described. A pathway risk analysis was performed based on the guidelines proposed by the Aquatic Nuisance Species Task Force (ANSTF) and the National Invasive Species Council (NISC) Prevention Committee via the Pathways Work Team. Additionally, an algorithm to determine the species invasiveness (species invasiveness score, SIS) was developed, featuring a system of multivariable equations which considered variables such as impacts, geographical extent, protection status and pathways involved. As a result an index categorizing the invasiveness of species was produced, which led to identify the pathways by which the most dangerous species are introduced to this large marine ecosystem. After consulting the main invasive species databases and an extensive search through scientific literature, a total of 113 estuarine and/or marine species were selected. Our results identified 69 exotic species, while 44 were native transplants, being the invertebrates and fish the most numerically significant groups. The main pathways of introduction were aquatic transportation, including ballast water and hull fouling, as well as aquaculture and aquarium trade. The principal source of introduction into the Gulf of Mexico was North America followed by Asia. Twenty-eight species were classified as critically invasive species, including four of the most dangerous species of the world and five as human health hazards. Globally, 28 species were highlighted as potential non-lineal change agent drivers of diversity for the Gulf of Mexico. This stresses the need to consider the Gulf of Mexico as a unique tri-national economic zone which can be used as part of a strategy to face hazards such as invasive species coming from other continents.

EL GOLFO DE MÉXICO Y LAS AMENAZAS A SUS ECOSISTEMAS

El golfo de México es uno de los 64 grandes ecosistemas marinos del mundo; abarca una zona trinacional entre Estados Unidos, México y Cuba. Es una cuenca oceánica semicerrada de 1 623 000 km^2 que alberga una gran diversidad de especies costeras, marinas, insulares y coralinas. El capital natural que contiene soporta diversas actividades económicas, de las cuales la industria petrolera, el turismo, las pesquerías, puertos y navegación aportan anualmente 71.31 y 49.43 billones de dólares al año a Estados Unidos y México, respectivamente (ADT, 2011).

Las principales amenazas a la biodiversidad de los ambientes costeros, marinos e insulares fueron oportunamente identificadas en la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MA, 2005) y son particularmente observables en el golfo de México, en donde han venido afectando la economía de los tres países, lo cual se refleja en la creciente marginación de algunos sectores de las poblaciones en las costas. El golfo de México posee una topografía relativamente plana, muy vulnerable a fenómenos meteorológicos exacerbados por el cambio climático. La creciente migración urbana a las zonas costeras de Estados Unidos y México, la sobreexplotación de los recursos, el tráfico marítimo en aumento, accidentes marinos y el vertido intencional o accidental de descargas agrícolas, urbanas e industriales han causado desequilibrios en la composición química y la productividad primaria de los ecosistemas. Algunas amenazas derivan de la falta de conocimiento técnico en la ejecución de las actividades económicas o en la falta de control sobre los residuos que éstas generan. De forma que entre las descargas líquidas en el golfo de México se encuentran metales pesados, hidrocarburos, pesticidas, fertilizantes y compuestos farmacéuticos (ENBCM, 2008; ADT, 2011). De la misma manera que la contaminación química, a menudo se presenta contaminación biológica (Elliott, 2003), que en el caso de los ambientes acuáticos es frecuentemente causada por actividades como la descarga de agua de lastre, la acuicultura, la pesca deportiva, el manejo de carnada viva y el comercio de especies ornamentales (Mendoza *et al.*, 2011). Por otra parte, las descargas de sólidos representan un doble riesgo, ya que además de su composición y cantidad representan medios móviles de dispersión mediante las corrientes oceánicas, transportando así especies biológicas que llegan a convertirse en no deseadas y en algunos casos en invasoras. Las especies invasoras están consideradas como el segundo agente de cambio más importante en la pérdida de biodiversidad y de ecosistemas en el mundo, según la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MA, 2005). En muchas ocasiones el éxito de las especies exóticas se debe a que el desequilibrio de los ambientes receptores sobrepasa la capacidad de los mismos para adaptarse a los cambios, aumentando así su vulnerabilidad. De aquí que evitar la introducción de especies exóticas invasoras, controlarlas o erradicarlas de los ambientes afectados resulte primordial para promover la evolución natural de los ecosistemas. Sin embargo, al igual que las demás amenazas al golfo de México mencionadas, las especies invasoras representan fuentes de cambios no lineales para el ecosistema; en otras palabras, constituyen amenazas que modifican gradualmente el ecosistema hasta que una presión particular adicional conduce a que se sobrepase el umbral de estabilidad, originando un cambio brusco que coloca el ecosistema en un nuevo estado. Desafortunadamente, los cambios no lineales a menudo son irreversibles (MA, 2005).

ANÁLISIS DE VÍAS DE INTRODUCCIÓN

Para entender el papel de las especies invasoras como agente de cambio en la biodiversidad del golfo de México se realizó un análisis de las vías de introducción de especies acuáticas. Una extensiva compilación de los reportes de especies acuáticas costero-marinas exóticas e invasoras en el golfo de México dio origen una base de datos organizada en cuatro categorías: plantas, invertebrados, peces y otros (virus, bacterias, protozoarios y hongos). Dicha base de datos fue proveída con los elementos necesarios para analizar las vías de introducción de cada especie mediante el análisis desarrollado por la Fuerza de Tarea de Especies Acuáticas Invasoras (ANSTF) y las metodologías propuestas por el Comité de Prevención del Consejo Nacional de Especies Invasoras (NISC) por medio del Grupo de Trabajo de Vías (ANSTF-NISC, 2007). Esta metodología se realizó en tres etapas.

Primera: se listaron y describieron todas las vías de introducción de las especies y se determinó su categoría de amenaza o impacto (salud humana, económica o ecosistémica).

Segunda: se determinaron las principales vías de introducción y se categorizaron de la forma más sim-

ple posible según el país de origen y la ecorregión como destino final.

Tercera: se completó el análisis utilizando un cuestionario que considera varios grados de certidumbre y se determinó el grado de invasividad considerando la categoría de impacto, el alcance ecosistémico de la vía (local a internacional) y el riesgo de la vía.

Finalmente, se logró obtener el grado de invasividad de las especies mediante el desarrollo e implementación de un algoritmo que integra todos los aspectos relevantes para que el proceso de invasión se presente.

Grado de invasividad de las especies

El algoritmo para caracterizar y evaluar el grado de invasividad de las especies invasoras o potencialmente invasoras (species invasiveness score, SIS) reportadas para el golfo de México está basado en el cálculo, ponderación y suma de cuatro variables, y resulta en un valor de 100 a 0, que en orden decreciente representa desde una especie altamente invasiva hasta una por completo inofensiva (Fig. 1).

Para el desarrollo del algoritmo SIS (Fig. 1) fue considerado el máximo valor de IGREV cuando la especie nativa de un continente estaba presente en los cinco continentes, descartando la Antártida, así como especies híbridas. La presencia en la región ecológica puede tomar un valor de 0.6 si está presente en la región, de 0.3 si está presente en zonas aledañas al estado de interés o de 0 si no existieran reportes para la región. El estatus global de invasividad tiene un valor de 10 si la especie está registrada en la lista IUCN World's 100 Worst Invasive Alien Species (100 GISD worst NIS) de 5 si solamente está en la Base de Datos Global de Especies Invasoras (Global Invasive Species Database) y de 0 si no apareciera en ninguna de las dos. De acuerdo con las categorías de conservación de la UICN, el estatus de conservación puede tomar un valor de 10 para especies críticas, de 8 si se tratara de especies en peligro, de 6 si fueran vulnerables y de 4 para las de menor preocupación. El estatus de la especie en la región ecológica tiene un valor de 10 si la especie es endémica, de 8 si es nativa, de 6 si es traslocada, de 4 si es criptogénica o es un híbrido de una especie nativa y de 0 si se tratara de una especie exótica y cosmopolita.

Las especies que resultan con valor SIS mayor de 46 representan un estatus crítico de invasión; de 46 a 33 son especies altamente invasivas; de 25 a 33 son moderadamente invasivas, y aquéllas con valor menor de 25 representan un riesgo menor de invasión.

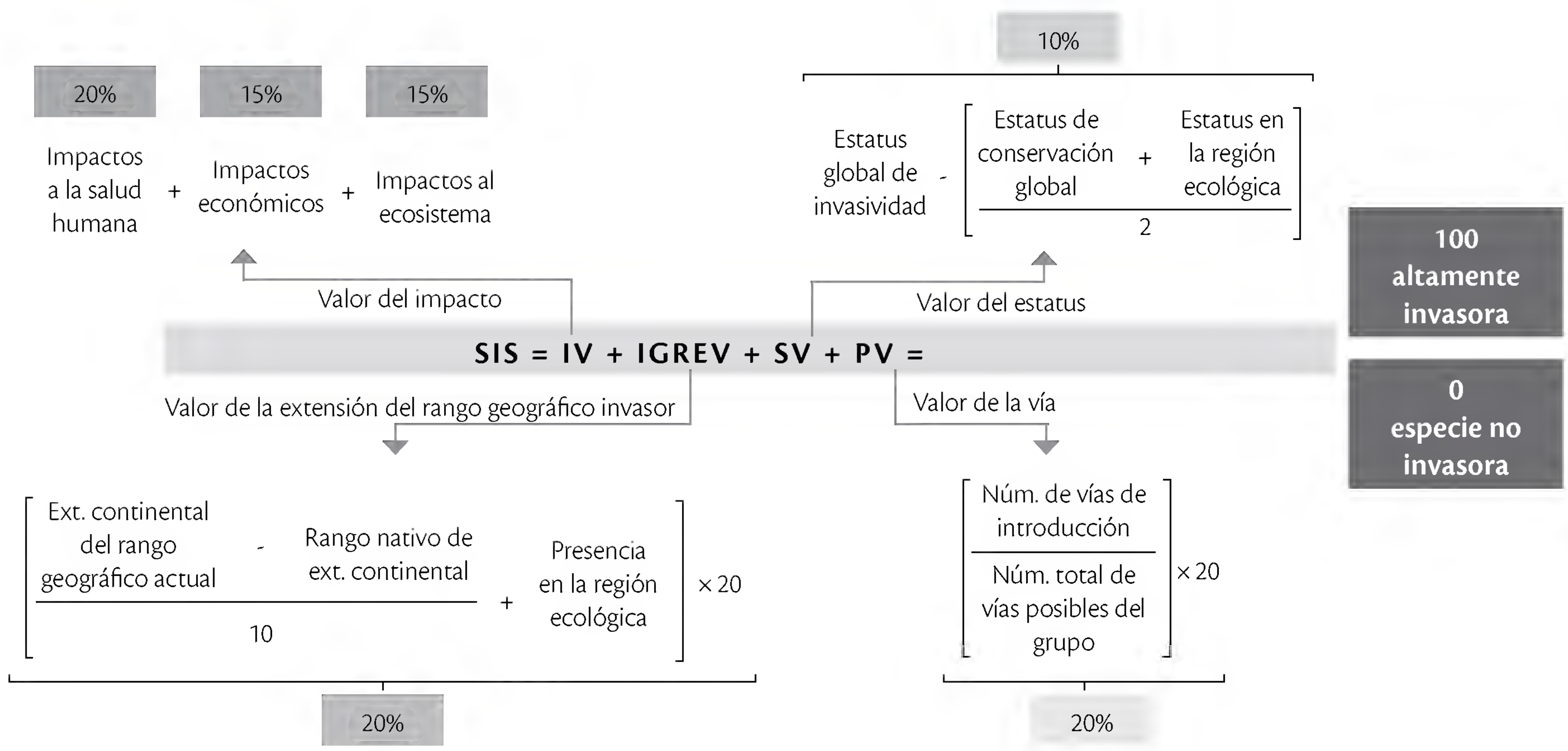


Figura 1. El grado de invasividad de las especies (SIS) determina la medida en que una especie puede invadir un ambiente acuático y es la suma de los valores individuales de IV (*Impact Value*), IGREV (*Invasive Geographical Range Extent Value*), SV (*Status Value*) y PV (*Pathway Value*) (modificado de Mendoza *et al.*, 2011).

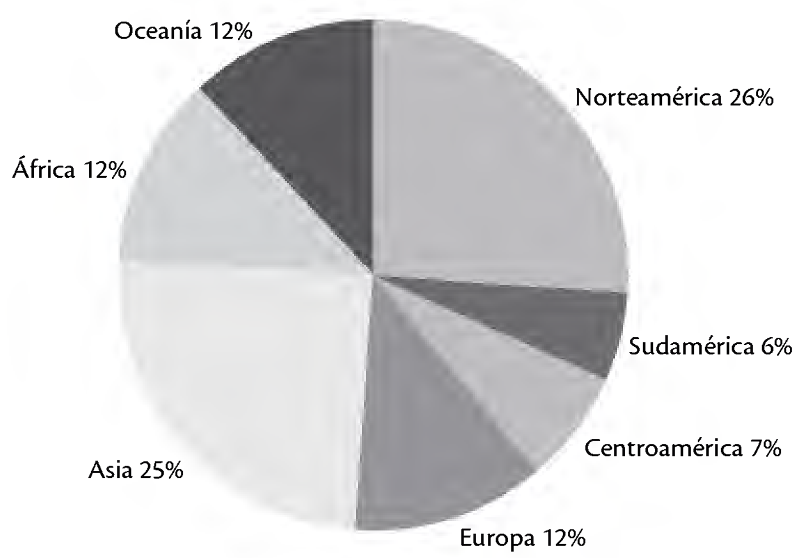
Resultados

Fueron registradas un total de 113 especies marinas y estuarinas, de las cuales 69 (61%) resultaron exóticas, mientras que 44 (39%) fueron trasplantes nativos. Los organismos registrados pertenecen a las siguientes categorías: 14 plantas (refiriéndose a organismos autótrofos fotosintéticos), 56 invertebrados (24 artrópodos, 15 moluscos, cuatro anélidos, seis briozoarios, dos ascidias, tres cnidarios, un nemátodo y un platelminto), 34 peces y nueve registros agrupados dentro de la categoría de "otros" (un ciliado, dos protozoarios, dos bacterias y cuatro virus). En general, el principal origen de las especies exóticas e invasoras en el golfo de México son los continentes de Norteamérica y Asia (Fig. 2). La mayoría de las especies habita ambientes marinos (39%) (Fig. 3), mientras que solo algunas (5%) habitan únicamente aguas salobres. Las principales vías de introducción resultaron ser la transportación acuática (incluidas aguas de lastre y bioincrustaciones en superficies), acuicultura y acuarismo (Fig. 4). En contraste, las vías de introducción menos significativas fueron el comercio de plantas y la migración natural de los organismos. Esta última fue la única vía para la categoría de "otros".

Plantas

En este grupo se incluyeron los organismos autótrofos fotosintéticos reportados para el golfo de México y fueron registradas 14 especies no autóctonas, pertenecientes a nueve familias, siendo la mayoría marinas. La mayor parte son especies nativas de Norteamérica

a]



b]

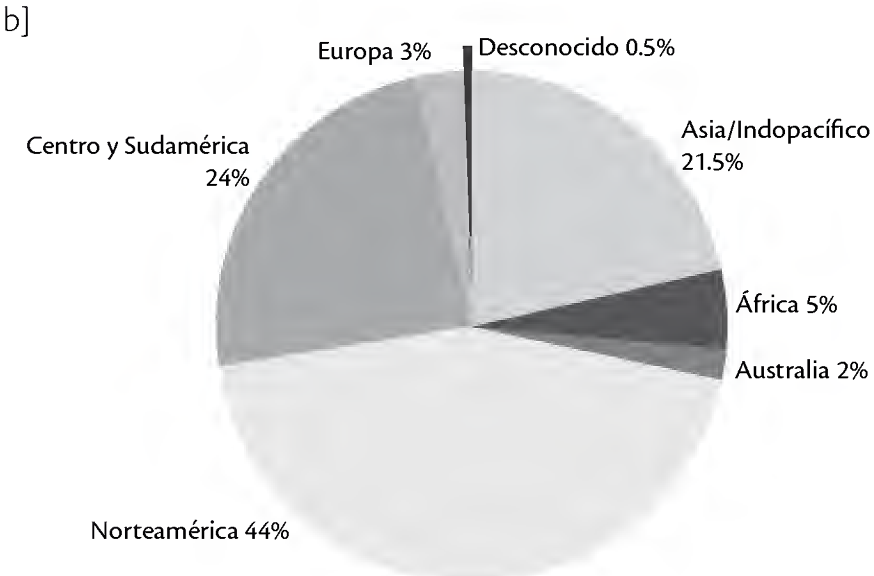


Figura 2. a] Porcentaje del total de taxa de especies acuáticas exóticas invasoras en el golfo de México (datos del presente estudio). b] Porcentaje estimado de procedencia por continente/región de las especies en el golfo de México y el Atlántico sur (Fuller, 2005).

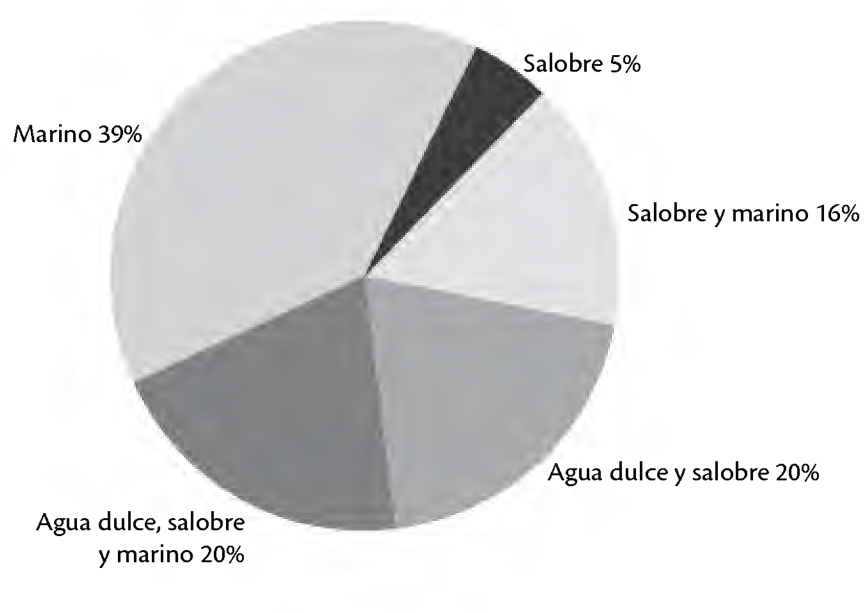


Figura 3. Porcentaje total de especies por ambiente.

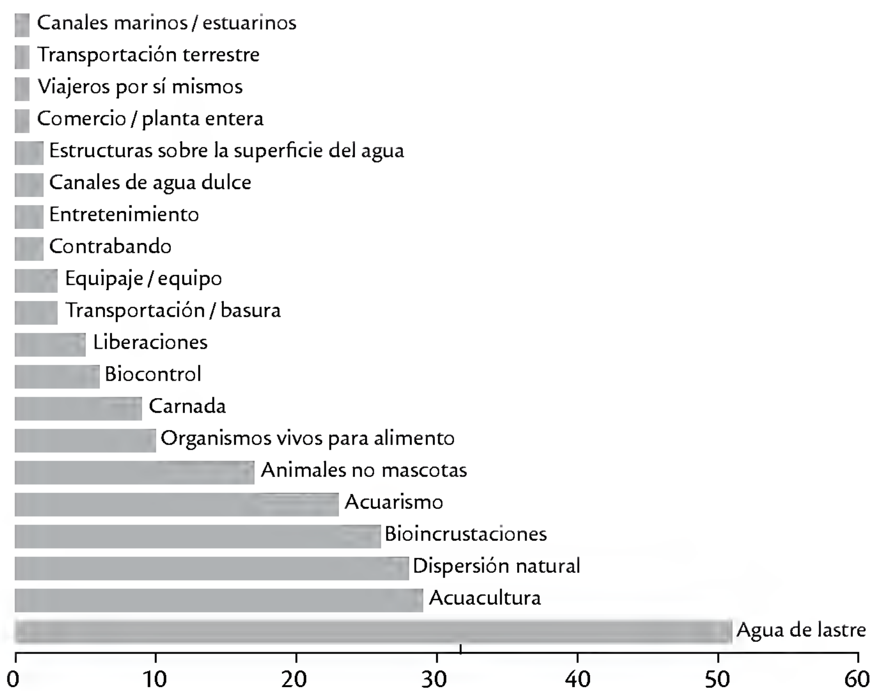


Figura 4. Vías de introducción al golfo de México más importantes para todos los taxones.

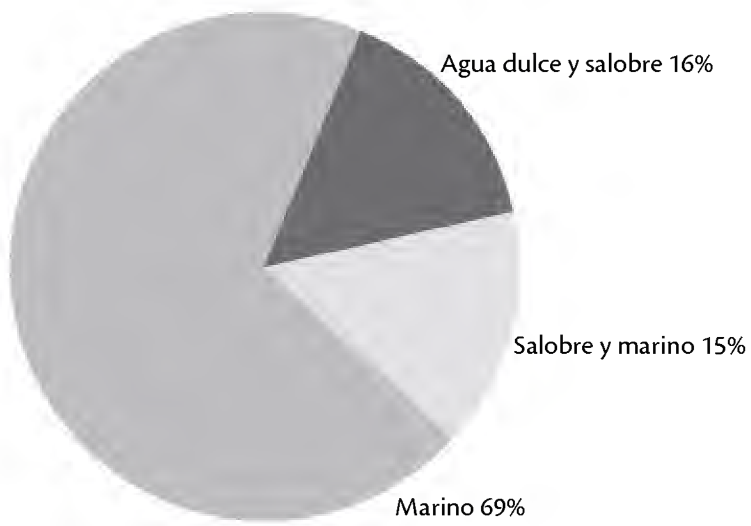


Figura 5. Fuente de plantas invasoras por ambiente.

y entran al golfo principalmente por agua de lastre y propagación natural (Figs. 5 y 6).

El origen de las especies fue el siguiente: siete especies son nativas del océano Atlántico, cinco de los océanos Atlántico y Pacífico, una del Atlántico e Índico y sólo una exclusivamente del Índico. Dentro de este grupo sólo la especie *Caulerpa taxifolia* está listada en la Base de Datos Global de Especies Invasoras (100 GISD worst NIS).

Las fuentes más importantes de autótrofos fotosintéticos exóticos encontrados en este estudio fueron Norteamérica y Europa. Según los datos obtenidos por Benson *et al.* (2004) en un estudio sobre el océano Atlántico (región norte de Estados Unidos, de Virginia a Maine) (USFW – Región 5) indican que Europa y Asia son las fuentes principales, aportando igual número de especies. Esta diferencia podría deberse principalmente a que las especies exclusivas de agua dulce fueron excluidas en el presente estudio.

La predominancia de Norteamérica es sin duda el resultado de un componente importante: la presencia de cuatro especies del género *Pseudo-nitzchia*. Aunque el género es considerado cosmopolita, las especies analizadas en el presente estudio tienen una presencia importante en el golfo de México (Dortch *et al.*, 1997).

Por otra parte, han sido propuestas dos hipótesis sobre el origen de la cepa invasora de *C. taxifolia* llamada Med clon o clon del Mediterráneo. Una supone la migración de *Caulerpa mexicana* proveniente del mar Rojo y su metamorfosis en *C. taxifolia* (Chisholm

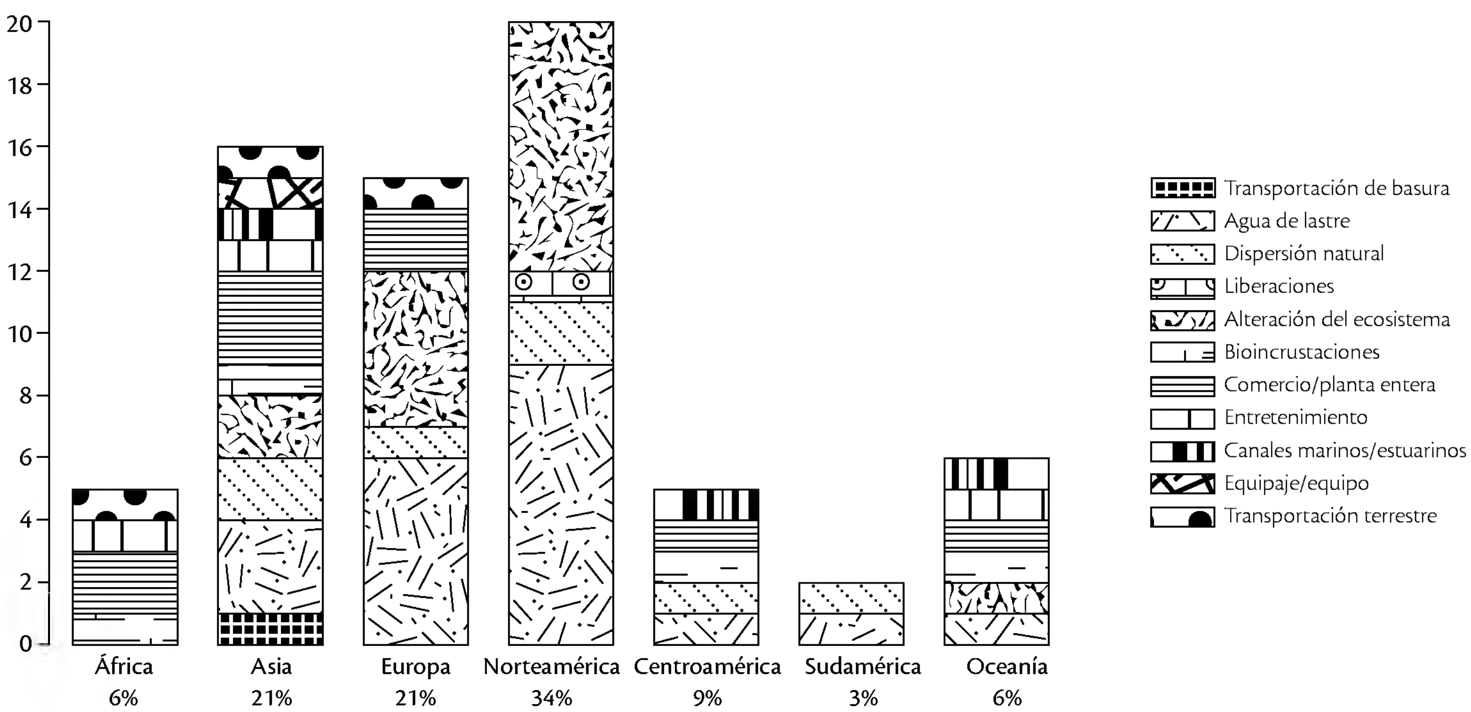


Figura 6. Vías de introducción relacionadas con plantas invasoras presentes en el golfo de México. El porcentaje se refiere al número de especies por continente de origen.

et al., 1995); otra sugiere la introducción de *C. taxifolia* después de haberse escapado del acuario de Mónaco e invadido gran parte del Mediterráneo (Meinesz y Hesse, 1991; Meinesz y Boudouresque, 1996). La fuente de *Caulerpa taxifolia* hacia el golfo de México no está clara hasta el momento. Los registros actuales indican que *C. taxifolia* ha sido reportada en los cayos de Florida, al igual que *C. mexicana* y *C. mexicana* var. *lixor*. Aunque los análisis de DNA revelaron que el Med clon no correspondía a la *C. taxifolia* de los cayos de Florida, se encontró que era similar a *C. mexicana* (Teem, 2003). Por otra parte, *C. taxifolia*, nativa del golfo de México, ha sido frecuentemente confundida con la *C. taxifolia* invasora (Kim, 1964) e incluso han sido reportadas formas intermedias (Coppejans, 1992). Sin embargo, Glardon *et al.* (2007) después de un extenso estudio en Florida, en el que reportaron la existencia de 14 especies de *Caulerpa*, concluyeron que ninguna correspondía al Med clon.

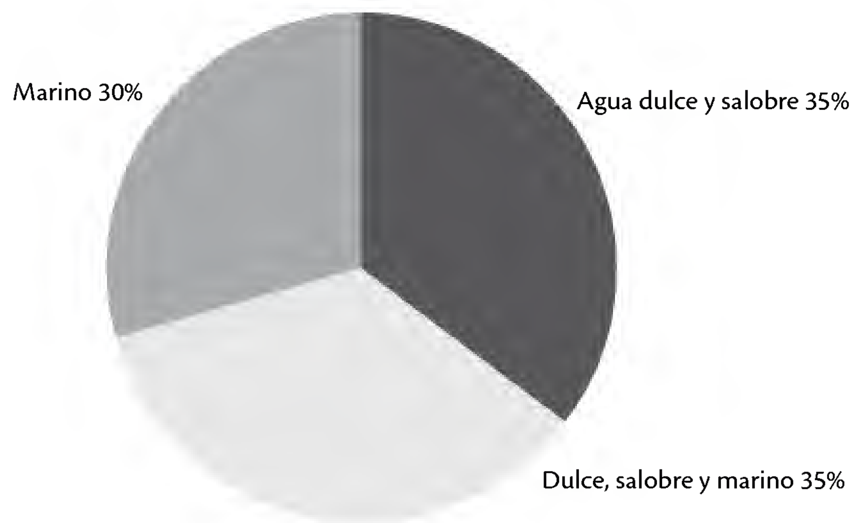


Figura 7. Fuente de peces exóticos e invasores por hábitat.

Peces

Se registró un total de 34 especies de peces pertenecientes a 10 familias, de las cuales Cichlidae fue la más representativa, con siete especies. Las principales fuentes de peces invasores para el golfo de México son Norteamérica y Asia. Este resultado concuerda con el estudio realizado por Mendoza-Alfaro *et al.* (2010) para la Laguna Madre. El porcentaje de peces introducidos comparado con otros grupos es de 30, un valor muy cercano al reportado por Ray (2005) para la misma área (34%). El principal ambiente que habitan fue el de agua dulce-salobre y agua dulce-salobre-marino (Fig. 7).

El océano Atlántico aporta 19 especies al golfo de México, mientras que 13 provienen del Pacífico, nueve del Indo-Pacífico y cinco del Mediterráneo. Las especies provenientes de Norteamérica entran por la mayoría de las vías registradas (Fig. 8).

Las principales vías de introducción de peces según este estudio fueron acuarismo, acuicultura y comercio de no mascotas.[1] Estos resultados concuerdan con reportes previos en la literatura (Ray 2005; Mendoza *et al.*, 2011). Las especies pertenecientes al "100 GISD worst NIS", fueron *Oncorhynchus mykiss, Salmo*

[1] En la categoría "no mascotas" se agrupan aquellos animales destinados a la investigación, zoológicos, acuarios públicos, para utilización de sus pieles, y animales no comestibles que incluyen los destinados a la caza, para carreras y como sementales.

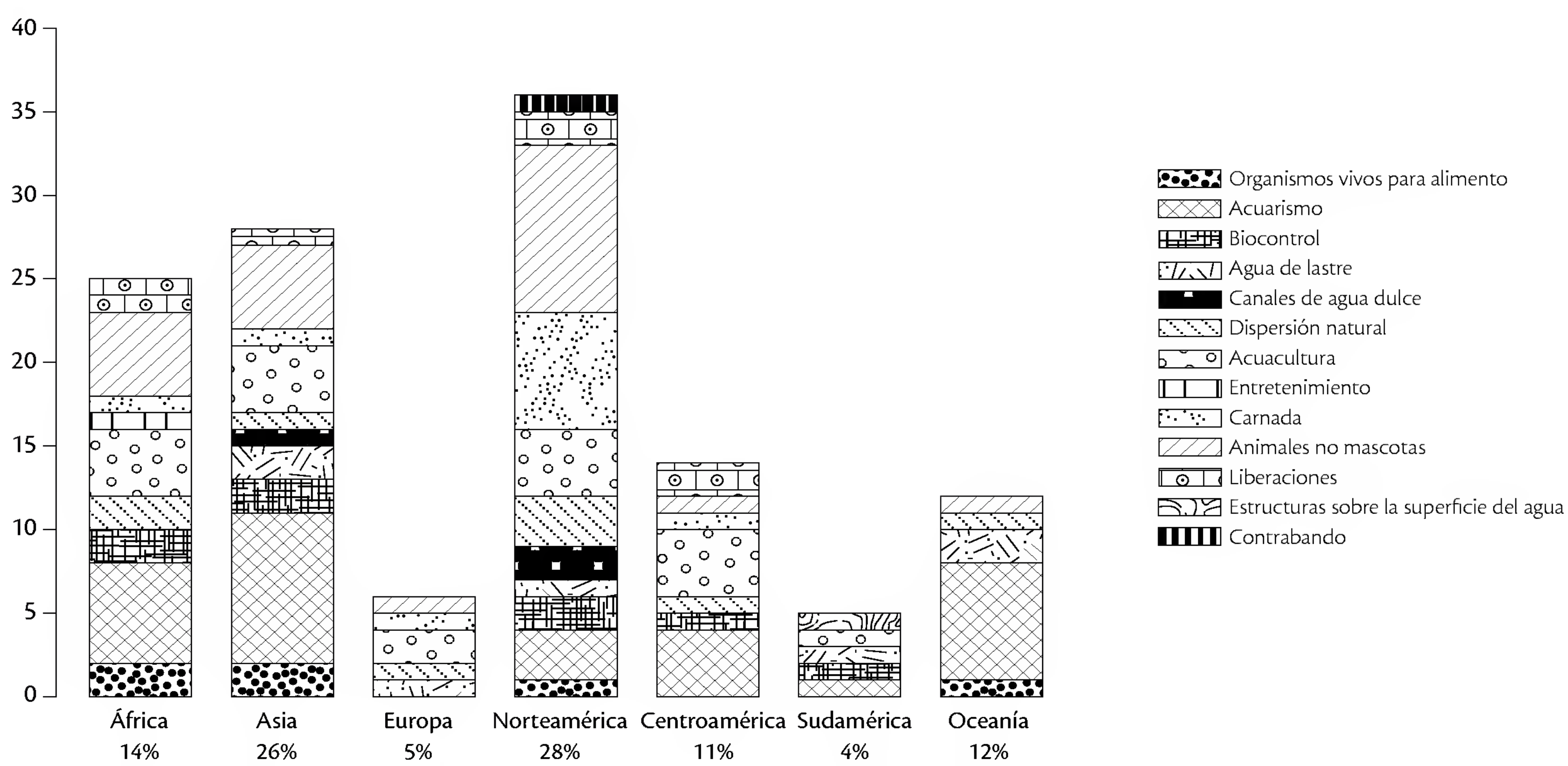


Figura 8. Número de especies de peces exóticos que entran al golfo de México por diversas vías procedentes de otros continentes. En el eje horizontal se indica el porcentaje total de especies provenientes de otros continentes.

trutta y *Oreochromis mossambicus*. Las dos primeras especies, introducidas mediante acuicultura, están en la Lista Roja de la UICN; *S. trutta* pertenece a la categoría de "preocupación menor" y *O. mossambicus* pertenece a la categoría "casi amenazada". En este último caso, la clasificación es el resultado de la disminución de poblaciones producto de la hibridación de *O. mossambicus* con *O. niloticus*. Actualmente la hibridación ocurre en la región norte del rango de la especies, encontrándose la mayor evidencia en la cuenca del río Limpopo, Sudáfrica. Debido a la rápida dispersión de *O. niloticus* se anticipa que entrará en la categoría de amenazada (IUCN, 2010b).

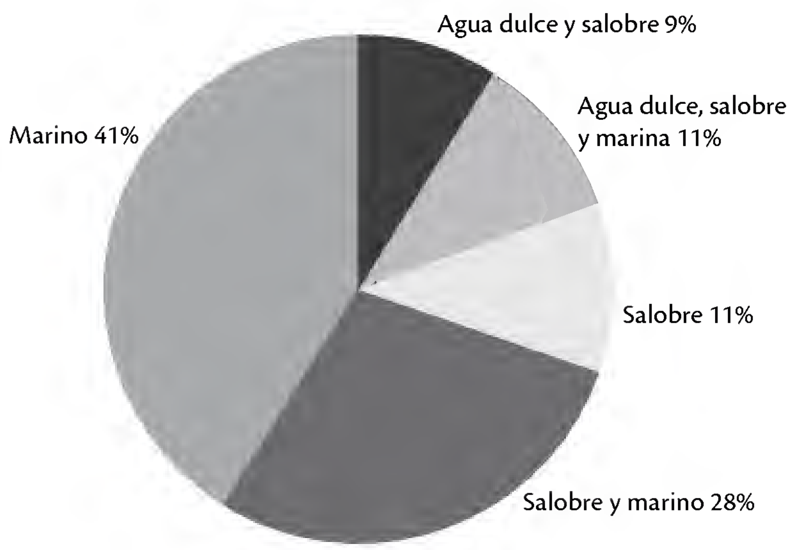


Figura 9. Fuente de invertebrados por ambiente.

Invertebrados

Los invertebrados resultaron ser el grupo con más especies exóticas en el golfo de México, resultado que concuerda con el reporte de Ray (2005). Se registró un total de 56 especies, de las cuales 24 son artrópodos, 15 moluscos, cuatro anélidos, seis briozoarios, dos ascidias, tres cnidarios, un nemátodo y un platelminto. El *phylum* más representativo de invertebrados fue Arthropoda, con 24 especies de crustáceos. Mientras que los *phyla* menos prominentes fueron Annelida y Platyhelminthes, con solo una especie cada uno.

Es probable que esos resultados se deban a que estos organismos son excepcionalmente generalistas en cuanto a requerimientos alimentarios concierne, ya que ingieren solamente plancton en el ambiente acuático; esto, sin duda, tiene una gran repercusión en el aumento de las oportunidades de supervivencia y establecimiento para las especies con dietas generalistas (Richter, 2010). El continente que más especies aportó fue Asia y el tipo de hábitat más afectado fue el marino. El océano Atlántico aportó 21 especies, el Indo-Pacífico 14, el Pacífico 10, el Índico cuatro y el Atlántico-Pacífico dos. Después de Asia (25%), el principal origen de especies de invertebrados para el golfo de México fue Norteamérica (21%). Estos resultados difieren de los encontrados por Mendoza *et al.* (2011), que reportan como origen principal Norteamérica (46%); sin embargo, estos autores consideraron únicamente organismos de agua dulce en el estudio (Fig. 9).

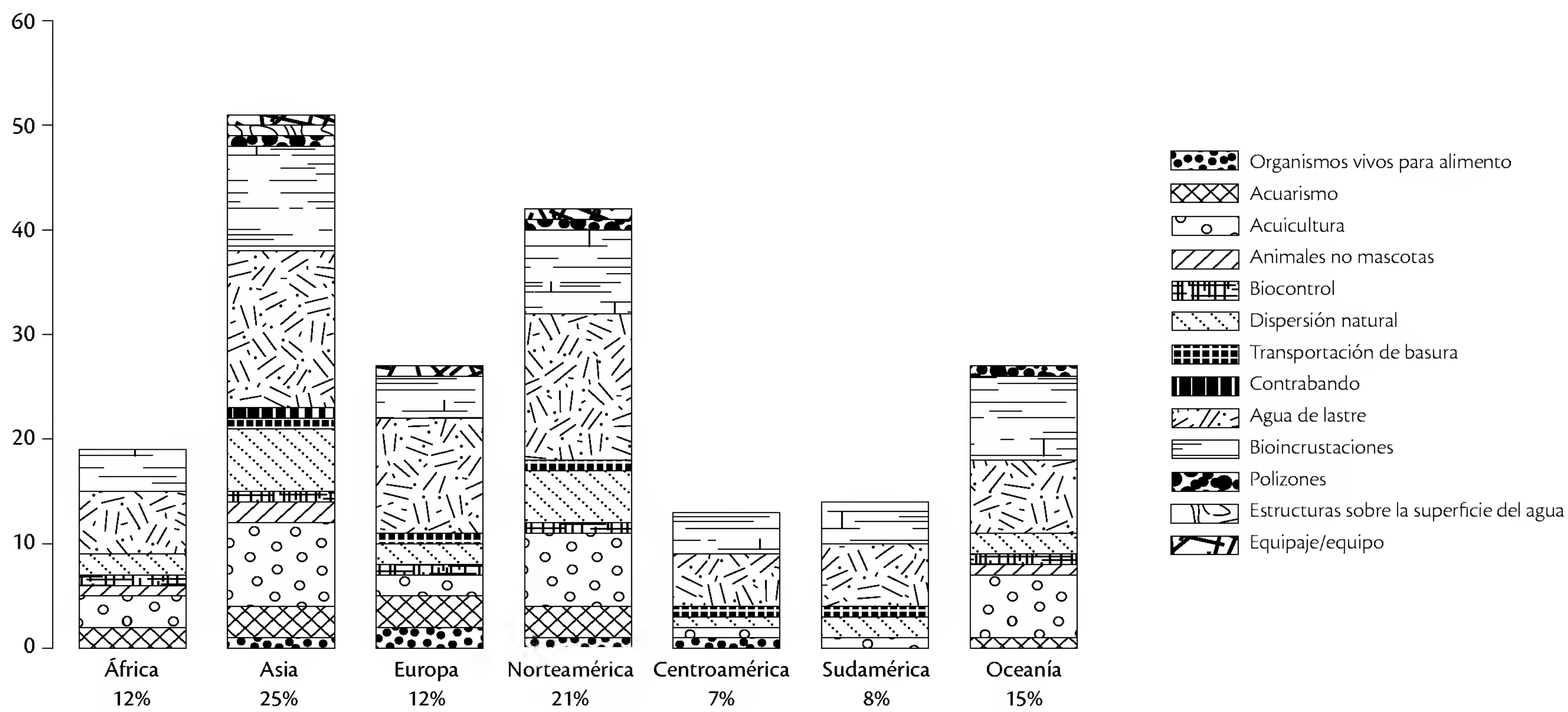


Figura 10. Número de especies de invertebrados exóticos que entran al golfo de México por distintas vías de introducción procedentes de otros continentes. En el eje horizontal se indica el porcentaje total de especies provenientes de otros continentes.

Las especies provenientes del continente asiático fueron las más representativas, con diversas vías de introducción y hasta con cuatro especies por vía (Fig. 10). *Dreissena polymorpha* y *Eriocheir sinensis* pertenecen a la clasificación "100 GISD worst NIS", mientras que solo *Tubastraea coccinea* está en la lista roja de la UICN como "en peligro de extinción" debido a la extracción intensa de poblaciones para acuarismo.

Tampoco es sorprendente que los invertebrados sean las especies más numerosas, porque están asociados a las vías principales de introducción hacia el golfo de México (transportación acuática y acuicultura); esto concuerda con las observaciones de otros autores (Ruiz *et al.*, 2000; Benson *et al.*, 2004; Mendoza *et al.*, 2011). Los invertebrados coloniales del bentos se encuentran típicamente en el lastre o en los cascos de los barcos y dependen de la alimentación por filtración como su principal modo alimentario. Además, su pequeño tamaño les permite introducirse y salir de los tanques de lastre sin ninguna restricción, aunado a su gran resistencia a las condiciones dentro de los tanques.

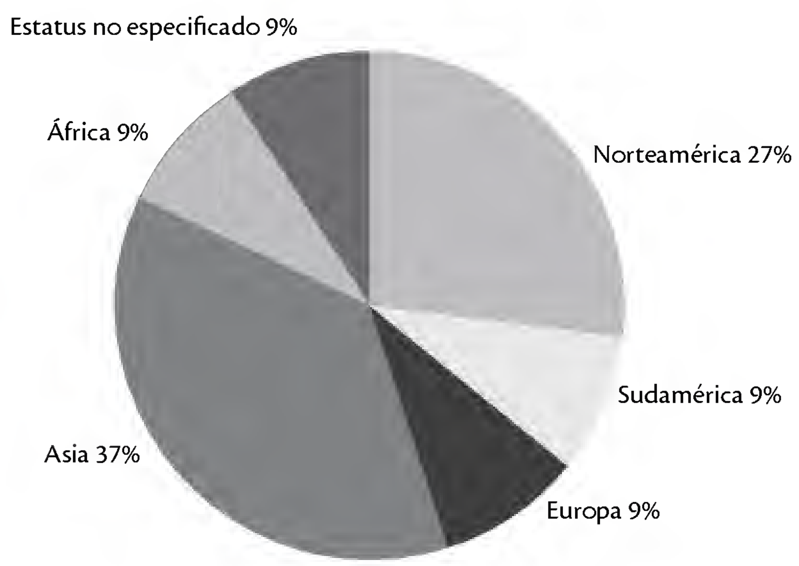


Figura 11. Continente de origen de "otros" hacia el golfo de México.

Otros

En este grupo fueron incluidas dos bacterias, un ciliado, dos protozoarios y cuatro virus. El continente que más amenazas aportó fue Asia (Fig. 11). En este grupo fue añadida la categoría de "Estatus no especificado" para designar a los componentes cuya fuente de origen se desconoce. El hábitat de los integrantes de este grupo depende en gran medida del hospedero que forma parte de su ciclo de vida (Fig. 12).

En este grupo se encuentran las amenazas más peligrosas en términos de daños a la salud (incluida la humana) y a la economía. No obstante, sólo *Vibrio cholerae* y *Myxobolus cerebralis* pertenecen a las especies "100 GISD worst NIS". La primera es responsable de la enfermedad humana de cólera y la segunda es la causa de la enfermedad del vértigo de los salmónidos.

Especies de SIS crítico

La especie con el mayor índice de invasividad o SIS fue *Eriocheir sinensis* (SIS = 84) y la de menor valor para este indicador fue *Zeuxo kurilensis* (SIS = 8). En la clasificación final, 28 especies fueron consideradas con

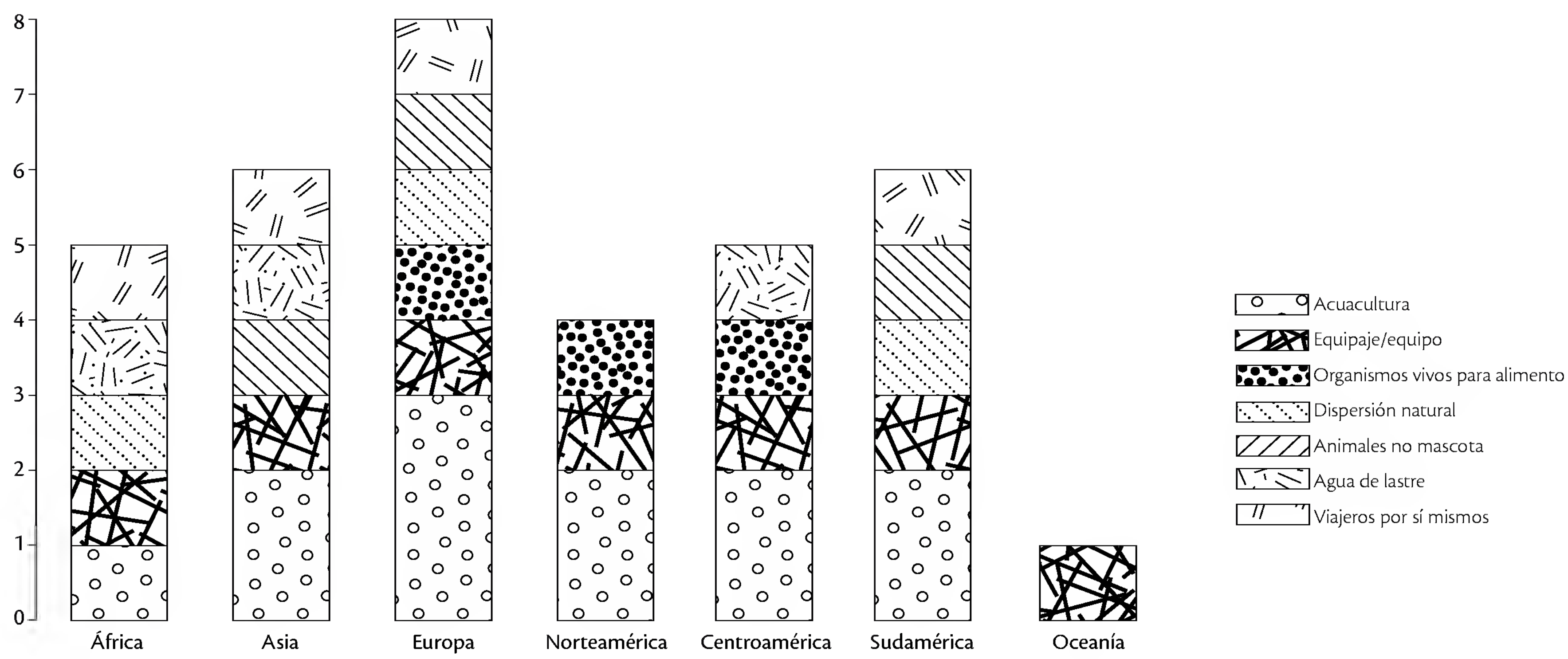


Figura 12. Número de "otros" exóticos que entran al golfo de México por diversas vías identificadas procedentes de otros continentes. La categoría "Viajeros por sí mismos" incluye organismos patógenos que utilizan humanos como vectores, mientras que la categoría "Dispersión natural" se refiere a la migración natural, al movimiento y dispersión de poblaciones ya establecidas, a la dispersión por corrientes oceánicas, patrones de vientos, eventos climáticos extremos, dispersión por aves migratorias, etcétera.

bajo SIS, 26 fueron clasificadas con valor medio, 30 con valor alto y 28 fueron clasificadas con un valor crítico (Fig. 13, Apéndice).

Los organismos con el nivel SIS crítico incluyen siete especies de autótrofos, cuatro microorganismos y dos protozoarios, 13 invertebrados, tres especies de peces (Apéndice). Cuatro de las "100 GISD worst NIS" fueron clasificadas con un SIS crítico: *Eriocheir sinensis, Dreissena polymorpha, Caulerpa taxifolia* y *Oreochromis mossambicus*.

Cinco de las especies con SIS crítico representan amenazas a la salud humana: *Pterois volitans* y *P. miles* son venenosas, *D. polymorpha* provoca lesiones a personas que visitan áreas de recreación, *E. sinensis* es portadora del tremátodo que provoca la duela de los pulmones que causa paragonimiasis y *Flavivirus* sp. infecta a diferentes tipos de vertebrados, incluyendo humanos. De las 29 especies en la categoría de SIS crítico, 12 son nativas de Asia, nueve de Norteamérica, seis de Europa, seis de África, cinco de Centroamérica, cuatro de Oceanía y tres de Sudamérica (Fig. 14). La mayoría se desarrollan exclusivamente en el medio marino (Fig. 15).

Las especies con SIS crítico usaron 14 de las 19 vías de introducción listadas para entrar al golfo de México (Fig. 16). Para los autótrofos fueron dispersión natural y agua de lastre; para los peces fueron acuarismo y dispersión natural; para los invertebrados bioincrustaciones, agua de lastre y acuicultura. Los invertebra-

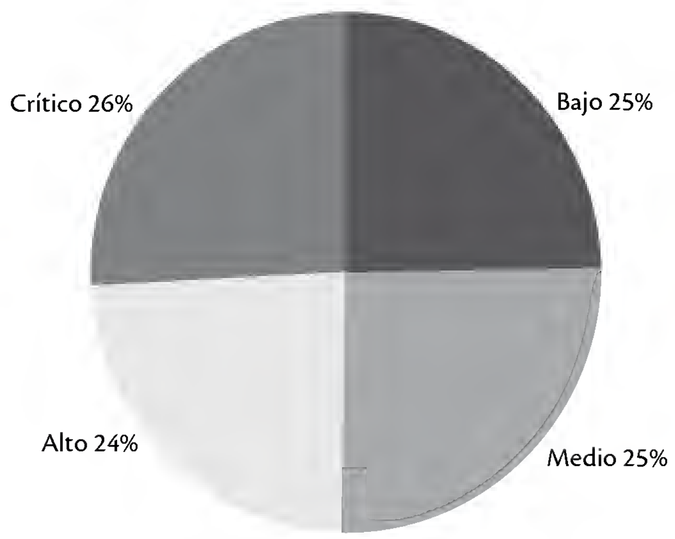


Figura 13. Clasificación SIS final de organismos.

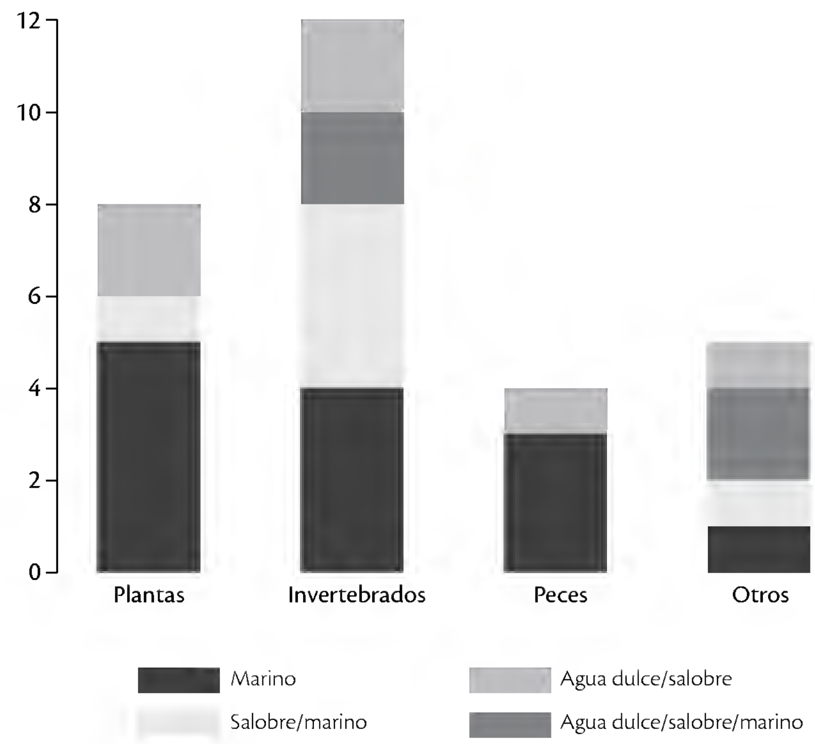


Figura 15. Número de individuos con el nivel de SIS crítico por grupo y por hábitat.

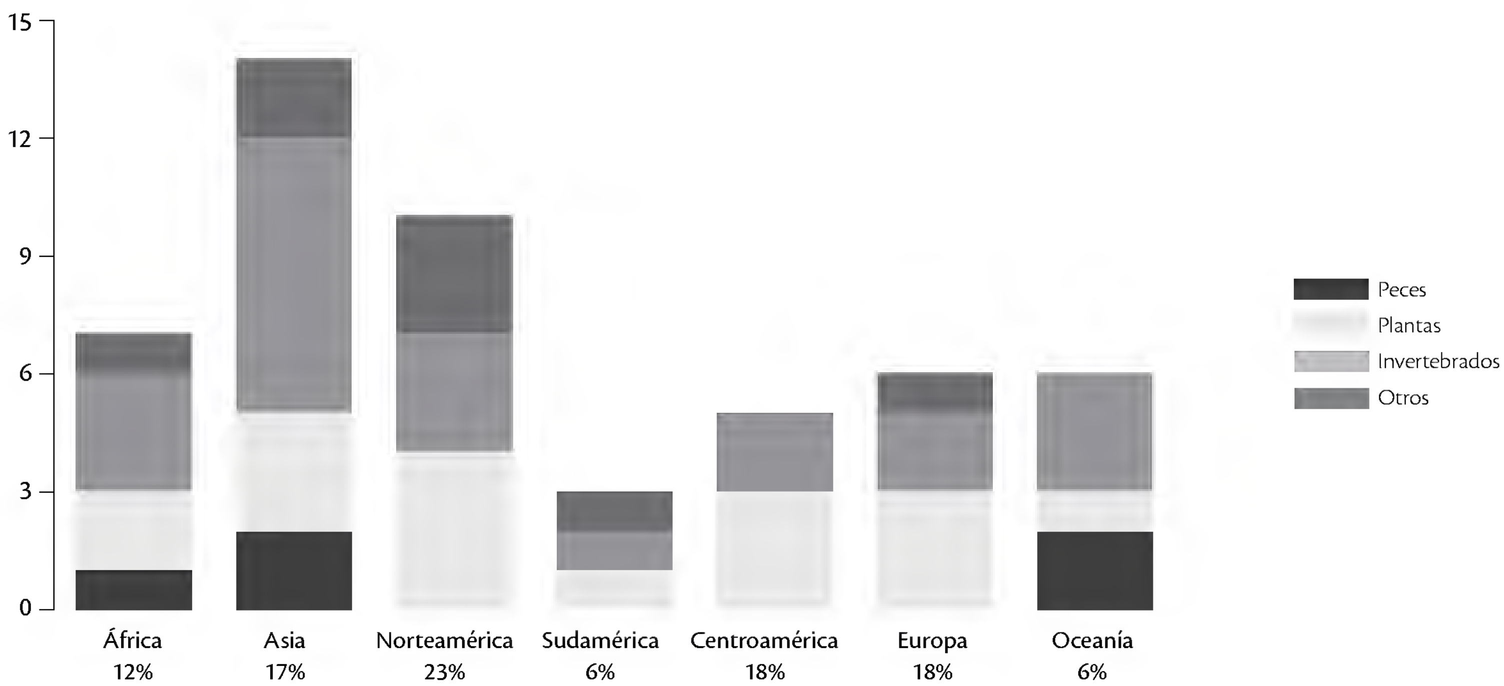


Figura 14. Número de individuos con el nivel SIS crítico por grupo y continente de procedencia, así como porcentaje total de aportación de cada continente.

dos fueron el grupo con mayor número de especies (12) con SIS crítico, representadas por organismos de los órdenes Decapoda, Sessilia e Isopoda.

Considerando las especies con SIS crítico, la transportación acuática es la vía mediante la cual son introducidas las especies más peligrosas. En efecto, *Eriocheir sinensis* (valor SIS 84), el dinoflagelado *Amphidinium operculatum* (valor SIS 81) y el bivalvo *Dreissena polymorpha* (valor SIS 80) entraron mediante esta vía. Si se considera el continente de origen de las especies con SIS crítico, el agua de lastre y la superficie de los barcos provenientes de Asia hacia el Golfo, éstos deberían ser cuidadosamente inspeccionados. Deberían ser planteados planes específicos de erradicación para las especies de SIS crítico; particularmente para las que representan alguna amenaza para los humanos. Vale la pena mencionar que *Oreochromis mossambicus* fue clasificada en la categoría de SIS crítico; sin embargo, igualmente está en la Lista Roja de especies amenazadas de la UICN. Esto causa conflictos para su manejo, pero si no son tomadas medidas al respecto, la especie continuará incrementando su rango de esparcimiento en el golfo de México.

Nótese que el número de individuos con SIS crítico aumenta de 29 a 51 y 55 al ser reportados por su continente de procedencia o su vía de entrada, respectivamente. Esto se debe a que algunos de los individuos provienen de más de un continente, afectan más de un hábitat y pueden tener más de una vía de entrada. La utilidad de este tipo de manejo de datos es el poder elaborar planes de acción primarios y generales para evitar la entrada de especies exóticas invasoras al golfo de México (véase el apéndice).

CONSIDERACIONES GENERALES

Principal enfoque en las especies marinas

En este estudio se observó una similitud con los resultados de la Ecorregión 11 de acuerdo con la Comisión para la Cooperación Ambiental, reportados por Mendoza *et al.* (2011), y con los del golfo de México y el Atlántico sur, reportados por Benson *et al.* (2001) y Fuller (2005). La principal fuente de introducción de especies invasoras fueron Norteamérica y Asia, mientras que en el estudio de caso realizado por Fuller (2005), en orden de importancia Norteamérica fue seguida por Centroamérica y ésta a su vez por Asia. Esto puede ser resultado de la inclusión de especies exclusivas de agua dulce en el estudio de Fuller, las cuales tienen su principal origen en Centroamérica (*e.g.*, los peces de ornato), así como la inclusión de anfibios y reptiles, los cuales son muy representativos en la región. Estos resultados concuerdan con los reportados por Mendoza *et al.* (2011). La única diferencia fue que la vía "no mascotas", que incluye poblaciones de peces sembrados para pesca deportiva, no fue importante en el presente estudio. Esto se debe a que la siembra de peces es una actividad más común en los ambientes de

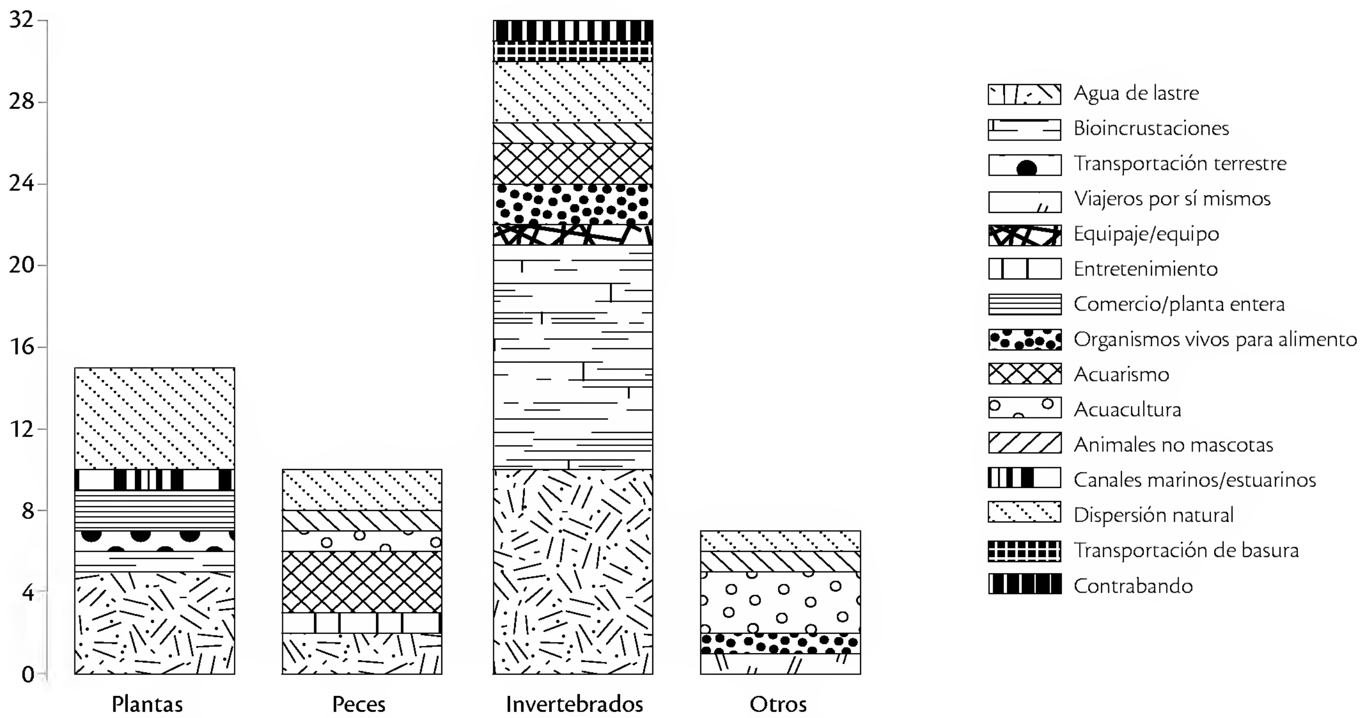


Figura 16. Número de individuos con SIS crítico en el golfo de México y sus vías de entrada.

agua dulce que en los marinos y estuarinos. Asimismo, explica la importancia de esta vía en el estudio realizado por Fuller (2005). La naturaleza de las vías de introducción más importantes (navegación, acuicultura, acuarismo) explica la dominancia de especies marinas. Se esperaría un número mayor de especies de aguas salobres debido a que las especies no nativas provienen de estuarios y bahías; sin embargo, muchas son trasplantes nativos de origen marino (39%). Como estas especies son movidas dentro del mismo gran ecosistema marino, se esperaría que muchas de ellas se pudieran establecer y dispersar por todo el medio debido a la similitud de los hábitats fuente y receptor, además de favorecer un mayor grado de establecimiento (Byers, 2002).

Vías de introducción en relación con las actividades económicas en el golfo de México y perspectivas

Las principales vías de introducción de especies marinas y estuarinas de todos los taxa hacia el golfo de México fueron agua de lastre (52 especies), acuicultura (29 especies), bioincrustaciones (26 especies) y acuarismo (23 especies). Los buques proporcionan hábitats de transporte muy adecuados en el agua de lastre, así como en los sedimentos de los tanques de lastre y en los sedimentos adheridos a las anclas e incrustaciones de los cascos. La importancia de las vías de introducción acuáticas radica en la gran cantidad de organismos transportados accidentalmente y en el continuo incremento de la superficie de los barcos modernos, de tal manera que Molnar *et al.* (2008) mencionan que según la magnitud de los barcos se podría predecir potencialmente el riesgo de invasiones nocivas. En este mismo sentido, Carlton y Geller (1993) mencionan que son transportadas entre 3 000 y 4 000 especies en el agua de lastre de los barcos, y Bax *et al.* (2003) sostienen que en un momento dado cerca de 10 000 especies diferentes pueden llegar a ser transportadas entre regiones biogeográficas tan sólo en los tanques de lastre. Es importante considerar que la mayoría de los barcos toma el lastre en las bahías y estuarios, cuyas aguas son ricas en plancton y necton, lo que provoca que contengan un diverso contenido de especies en sus aguas de lastre. A este respecto McCarthy y Crowder (2000) mencionan que un barco puede contener 145 morfoespecies diferentes de fitoplancton, 132 de las cuales son de diatomeas. A esto se debe sumar el hecho de que el número de invasiones debido a embarcaciones ha aumentado exponencialmente en las últimas décadas según el Centro de Información Nacional de Lastre (National Ballast Information Clearinghouse, 2009). En 2005, la proporción de los barcos domésticos y de ultramar en el golfo de México fue de 50:50, y la mayoría fueron buques. Debe tenerse en cuenta que un solo barco contiene más de 150 000 toneladas métricas de agua de lastre (Ruiz *et al.* 1997); además, la superficie húmeda de estos barcos representa 200 millones de m^2 que pueden ser potencialmente ocupados por especies bioincrustantes. Tan sólo en 2005, 13 000 millones de toneladas métricas de agua de lastre fueron descargadas en el golfo de México y los últimos puertos para estos barcos, que representan el punto de origen para cualquier especie invasora, están distribuidos en todo el mundo (Miller, 2007). Un aspecto relevante de esta vía de introducción es la entrada de dos de las 100 peores especies exóticas invasoras de la lista de la UICN, *Dreissena polymorpha* y *Eriocheir sinensis*.

Por otra parte, históricamente la acuicultura ha sido una de las vías más importantes de introducción de especies exóticas y es reconocida como una de las principales fuentes de introducción de especies invasoras en el ámbito nacional e internacional (Contreras-Balderas y Escalante, 1984; Welcomme, 1992). Muchas de estas introducciones fueron hechas intencionalmente para su cultivo, legal o no, mientras que algunas otras sucedieron por escapes accidentales, convirtiéndose en fuente de amenazas biológicas potenciales. Tanto en Estados Unidos como en México predomina el cultivo de especies no nativas (Rojas y Mendoza, 2000; Naylor *et al.*, 2001). Por ejemplo, desde hace varios años se han establecido cultivos de camarón blanco del Pacífico en el golfo de México (principalmente en Texas y Tamaulipas). El riesgo no se limita a que las especies escapen provocando daños directos a la fauna nativa, sino al enorme potencial de provocar los riesgos colaterales como producto de la introducción de sus patógenos y parásitos, principalmente debido a que los brotes de enfermedades son más propensos a aparecer en los animales de granja, con la amenaza de transferirse a los organismos de vida silvestre (UICN, 2007). Ejemplo de esto es el piojo marino en salmónidos (Costello, 2006), diversos virus en camarón (IHHN, TSV, WSV, YHV) (Lightner, 1995) y parásitos de ostras como *Haplosporidium nelsoni* (enfermedad MSX) (Burreson y Ford, 2004) y *Perkinsus marinus* (Soniat, 1996).

Finalmente, cabe señalar la existencia de una relación directa entre el Tratado de Libre Comercio y la dispersión de especies exóticas invasoras (Burgiel *et al*., 2006); la vía más importante de estas introducciones, intencionales o no, hacia Norteamérica sigue siendo el comercio de organismos (Rixon *et al*., 2005). En relación con esto, el acuarismo ha sido ampliamente reconocido en todo el mundo como una vía significativa de introducción de especies exóticas a nuevos ambientes (Welcomme, 1992; Courtenay, 1995; Padilla y Williams, 2004; Mendoza-Alfaro *et al*., 2010). Al respecto se ha reportado que las granjas de peces ornamentales representan una de las principales vías de introducción de especies exóticas en ambientes naturales, debido al continuo cambio de especies y variedades de peces producidos y a la proximidad a los cuerpos de agua naturales (Copp *et al*., 2005). Por otra parte, las liberaciones bien intencionadas pero mal informadas de peces de acuario al medio natural ("efecto Nemo") han resultado en impactos negativos sobre especies de peces nativas y sus hábitats (Contreras-Balderas y Escalante, 1984; Courtenay y Stauffer, 1990). De acuerdo con esto, Padilla y Williams (2004) mencionan que un tercio de las "100 GISD worst NIS" son especies ornamentales (IUCN, 2010a). Ejemplos de acuarismo incluyen la introducción e invasión de *Caulerpa taxifolia* y la reciente invasión del pez león, *Pterois volitans*.

CONCLUSIÓN

El golfo de México posee una gran diversidad biótica y abiótica que constituye un recurso fundamental para el desarrollo socioindustrial de México, Estados Unidos y Cuba. No obstante, es un ecosistema en crisis por diversos factores de cambio, como la contaminación biológica y química y la falta de control en diversas actividades socioeconómicas (pesca comercial y deportiva, acuicultura, extracción petrolera, etc.), lo que se interpone en la evolución natural de este gran ecosistema marino, con posibles implicaciones como la eventual pérdida definitiva de recursos. Las especies exóticas invasoras representan sin duda uno de estos factores, cuyas vías de entrada están relacionadas con la navegación, acuicultura y actividades económicas propias del mar en las que intervienen Norteamérica y Asia, primordialmente. Además de la entrada de especies por dispersión natural destaca la dispersión por eventos meteorológicos extremos, acentuando una vulnerabilidad creciente frente al cambio climático. Finalmente, el que algunas de las especies incluidas en la Lista Roja representen al mismo tiempo amenazas para otras especies es una señal clara del gran estrés en este ecosistema y de lo complicado que puede resultar el manejo de las especies invasoras. Asimismo, destacan 28 especies que se perfilan como fuentes de cambio no lineales para este ecosistema; de aquí se deriva la imperiosa necesidad de un marco macroeconómico integral de desarrollo trinacional que perfile al golfo de México como una zona económica única para su adecuada protección ante las amenazas internas y las provenientes de otros continentes.

REFERENCIAS

ADT. 2011. *Evaluación y manejo integral del gran ecosistema marino del Golfo de México*. Análisis de Diagnóstico Transfronterizo. Fondo para el Medio Ambiente Mundial y Organización de las Naciones Unidas para el Desarrollo Industrial.

ANSTF-NISC. 2007. Training and implementation guide for pathway definition, risk analysis and risk prioritization. Aquatic Nuisance Species Task Force – National Invasive Species Council Prevention Committee via the Pathways Work Team.

Bax, N., A. Williamson, M. Agüero, E. González y W. Geeves. 2003. Marine invasive alien species: A threat to global biodiversity. *Mar. Policy* **27**:313-323.

Benson, A., P. Fuller y C.C. Jacono. 2001. Summary report of non-indigenous aquatic species in U.S. Fish and Wildlife Service Region 4. USGS prepared for USFWS.

Benson, A., J. Colette, C. Jacomo, P.L. Fuller, E.R. McKercher y M.M. Richerson. 2004. Summary report of non-indigenous aquatic species in U.S. Fish and Wildlife Service Region 5. U.S. Geological Survey and Johnson Controls World Services, Inc. Arlington, VA. U.S. Fish and Wildlife Service.

Burgiel, S., G. Foote, M. Orellana y A. Perrault. 2006. *Invasive alien species and trade: Integrating prevention measures and international trade rules*. Center for International Environmental Law, Defenders of Wildlife. Washington, DC. Disponible en: <*www.necis.net/wp-content/uploads/2010/ 11/ trade_invasives_0106.pdf*>.

Burreson, E.M., y S.E. Ford. 2004. A review of recent information on the Haplosporidia, with special reference to *Haplosporidium nelsoni* (MSX disease). *Aquat. Living. Resour.* **17**:499-517.

Byers, J. 2002. Impact of non-indigenous species on natives enhanced by anthropogenic alteration of selection regimes. *Oikos* **97**(3):449-458.

Carlton, J.T., y J.B. Geller. 1993. Ecological roulette: The global transport of non-indigenous marine organisms. *Science* **26**: 78-82.

Chisholm, J.R.M., J.M. Jaubert y G. Giaecone. 1995. *Caulerpa taxifolia* in the northern Mediterranean: Introduced species or migrant from the Red Sea? *Compt. Rend. Hebd. Séances Acad. Sci. Paris,* **318D**:1219-1226.

Contreras-Balderas, S., y M.A. Escalante. 1984. Distribution and known impacts of exotic fishes in México, en W.R. Courtenay y J.R. Stauffer (eds.): *Distribution and management of exotic fishes*. John Hopkins University Press, pp. 102-130.

Coppejans, E. 1992. Marine algae of Papua New Guinea (Madang Prov.) 2. A revised and completed list of *Caulerpa* (Chlorophyta-Caulerpales). *Blumea*, **36**:383-410

Copp, G.H., K. Wesley y L. Vilizzi. 2005. Pathways of ornamental and aquarium fish introductions into urban ponds of Epping Forest (London, England): The human vector. *J. Appl. Ichtyol*. **21**:263-274.

Costello, M.J. 2006. Ecology of sea lice parasitic on farmed and wild fish. *Trends Parasitol*. **22**(19):475-483.

Courtenay, W.R. Jr., 1995. The case for caution with fish introductions. American Fisheries Society Symposium **15**:413-424.

Courtenay, W.R. Jr., y J.R. Stauffer, Jr. 1990. The introduced fish problem and the aquarium fish industry. *J. World Aquacult. Soc*. **21**:149-159.

Dortch, Q., R. Robichaux, S. Pool, D. Milstedl, G. Mire, N.N. Rabalais, T.M. Soniat, G.A. Fryxell, R.E. Turner y M.L. Parsons. 1997. Abundance and vertical flux of *Pseudo-nitzschia* in the northern Gulf of Mexico. *Mar. Ecol. Prog. Ser*. **146**:249-264.

Elliott, M. 2003. Biological pollutants and biological pollution - an increasing cause for concern. *Mar. Pollut. Bull.* **46**:275-280.

ENBMC. 2008. *Estrategia Nacional de Atención a la Biodiversidad Marina y Costera / Estrategia Nacional para el Fomento al Desarrollo Sustentable en los Mares y las Costas*. Semarnat, México.

Fuller, P. 2005. Pathway analysis for the Gulf and South Atlantic States. Presentation at the Gulf of Mexico and South Atlantic Regional Panel of aquatic invasive species (ANSTF). Key West, Florida.

Glardon, C.G., L.J. Walters, P.F. Quintana-Ascencio, L.A. McCauley, W.T. Stam y J.L. Olsen. 2007. Predicting risks of invasion of macroalgae in the genus *Caulerpa* in Florida. *Biol. Invasions*. **10**:1147-1157.

IUCN. 2010a. *Marine menace: Alien invasive species in the marine environment*. Gland, International Union for Conservation of Nature, p. 30.

IUCN. 2010b. *Oreochromis mossambicus*. The IUCN red list of threatened species, 2010: <*www.iucnredlist.org/apps/redlist/details/63338/0*>.

Kim, C.S. 1964. Marine algae of Alacrán reef, southern Gulf of Mexico. Ph.D. Thesis. Duke University, Durham.

Lightner, D.V. 1995. The penaeid shrimp viral pandemics due to IHHNV, WSSV, STV and YHV: History in the Americas and current status. 1995. Proc. Special Session on Shrimp Farming. Aquaculture '95. San Diego, World Aquatic Soc.

McCarthy, H.P., y L.B. Crowder. 2000. An overlooked scale of global transport: Phytoplankton species richness in ships' ballast water. *Biol. Invasions* **2**:321-322.

MA, 2005. *Ecosystems and human well-being: Synthesis*. Millennium Ecosystem Assessment. Island Press, Washington, DC.

Meinesz, A., y C.F. Boudouresque. 1996. Sur l'orgine de *Caulerpa taxifolia* en Méditerranée. *C.R. Acad. Sci. Paris, Sciences de la Vie* **319**:303-313.

Meinesz, A., y B. Hesse. 1991. Introduction et invasions de l'algue tropicale *Caulerpa taxifolia* en Méditerranée nord-occidentale. *Oceanol. Acta* **14**:415-426.

Mendoza-Alfaro, R., C. Ramírez-Martínez, S. Contreras-Balderas, P. Koleff-Osorio y P. Álvarez-Torres. 2010. Aquarium trade as a pathway for the introduction of invasive species into Mexico, en F. De Carlo y A. Bassano (eds.), *Freshwater ecosystems and aquaculture research*. Nova Publishers, Hauppauge, NY, pp. 209-224.

Mendoza, R., J. Hernández, V. Segovia, I. Jasso, N. Arreaga y D. Pérez. 2011. *Aquatic invasive species in the Río Bravo/Laguna Madre ecological region*. Commission for Environmental Cooperation. Montreal.

Miller, W. 2007. Shipping vectors within the Gulf of Mexico and Caribbean: Ballast water and hull fouling, en R. Osman y T. Shirley (eds.), *Proceedings and final report of the Gulf of Mexico and Caribbean Marine Invasive Species Workshop*. Corpus Christi, TX, Feb. 26-27. Harte Research Institute for Gulf of Mexico Studies and Smithsonian Environmental Research Center.

Molnar, J.L., R.L. Gamboa, C. Revenga, y M.D. Spalding. 2008. Assessing the global threat of invasive species to marine biodiversity. *Front. Ecol. Environ*. **6**(9):485-492.

National Ballast Information Clearinghouse. 2009. NBIC Online Database. Electronic publication, Smithsonian Environmental Research Center and United States Coast Guard. Disponible en: <*invasions.si.edu/nbic/search.html*>.

Naylor, R., S. Williams y D.R. Strong. 2001. Aquaculture – A gateway for exotic species. *Science* **294**:1655-1656.

Padilla, D.K., y S. Williams. 2004. Beyond ballast water: Aquarium and ornamental trades as sources of invasive species in aquatic ecosystems. *Front. Ecol. Environ*. **2**(3):131-138.

Ray, G.L. 2005. *Invasive estuarine and marine animals of the Gulf of Mexico*. ANSRP Technical Notes Collection (ERDC/TN ANSRP-05-4), U.S. Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg, MS.

Richter, L. 2010. *Patterns of invasive species in tropical marine environments: Biogeography, taxonomy, and life-history characteristics*. Ph.D. Thesis Center for Environmental Studies, Brown University.

Rixon, C., I. Duggan, N. Bergeron, A. Ricciardi y H. Macisaac. 2005. Invasion risks posed by the aquarium trade and live fish markets on the Laurentian Great Lakes. *Biodiversity Conserv*. **14**:1365-1381.

Rojas, P., y R. Mendoza. 2000. El cultivo de especies nativas en México, en P. Álvarez-Torres, M. Ramírez-Flores, L.M. Torres-Rodríguez y A. Díaz de León-Corral (eds.), *Estado de salud de la acuacultura*, Instituto Nacional de Pesca, pp. 431-476.

Ruiz, G.M., J.T. Carlton, E.D. Grosholz y A.H. Hines. 1997. Global invasions of marine and estuarine habitats by non-

indigenous species: Mechanisms, extent, and consequences. *Amer. Zool.* **37**:621-632.

Ruiz, G.M., P.W. Fofonoff, J.T. Carlton, M.J. Wonham y A.H. Hines. 2000. Invasion of coastal marine communities in North America: Apparent patterns, processes, and biases. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* **31**:481-531.

Soniat, T.M. 1996. Epizootiology of *Perkinsus marinus* disease of eastern oysters in the Gulf of Mexico. *J. Shellfish Res.* **15**(1):35-43.

Teem, J. 2003. Monitoring and detection of *Caulerpa taxifolia* in Florida. Presentation at the Gulf of Mexico Regional Panel on Aquatic Invasive Species, New Orleans.

UICN. 2007. *Guía para el desarrollo sostenible de la acuicultura mediterránea. Interacciones entre la acuicultura y el medio ambiente*. UICN Gland, Suiza, y Málaga, España.

Welcomme, R.L. 1992. A history of international introductions of inland aquatic species. ICES *Mar. Sci. Symp.* **194**:1-3.

APÉNDICE. Listado y análisis de las especies exóticas invasoras en el golfo de México

VI: valor de impacto, IGREV: valor de la extensión del rango geográfico, VE: valor del estatus, VV: valor de la vía de introducción, SIS: grado de invasividad de las especies. M: marino, S: salobre, D: agua dulce

							Evaluación de la invasividad de la especie				
Especie	*Familia*	*Orden*	*Clase*	*División/ Phylum*	*Continente*	*Hábitat*	*VI*	*IGREV*	*VE*	*VV*	*SIS*
Zeuxo kurilensis	Tanaidae	Tanaidacea	Malacostraca	Arthropoda	Norte, Centro y Sudamérica, Asia, Oceanía	M	0	10	-4	2	**8**
Membras martinica	Atherinopsidae	Atheriniformes	Actinopterygii	Chordata	Norteamérica	M	0	12	-6	3	**9**
Glossodoris sedna	Chromodorididae	Nudibranchia	Gastropoda	Mollusca	Norte y Centroamérica	M	0	12	-4	2	**10**
Gnathophyllum modestum	Gnathophyllidae	Decapoda	Malacostraca	Arthropoda	Norteamérica	M	0	12	-4	2	**10**
Stiliger fuscovittatus	Stiligeride	Sacoglossa	Gastropoda	Mollusca	Norteamérica	S, M	0	12	-4	2	**10**
Tridacna crocea	Cardiidae	Venerioda	Bivalvia	Mollusca	África, Asia, Oceanía	M	0	12	-2	3	**13**
Halodule beaudettei	Cymodoceaceae	Najadales	Liliopsida	Magnoliophyta	Centroamérica, Norteamérica	M	0	16	-4	2	**14**
Hyotissa hyotis	Gryphaeidae	Ostreoida	Bivalvia	Mollusca	África, Oceanía, Asia	M	0	14	0	2	**16**
Pullosquilla litoralis	Nannosquillidae	Stomatopoda	Malacostraca	Arthropoda	Oceanía, Asia, África	M	0	14	0	2	**16**
Hypsoblennius invemar	Blenniidae	Perciformes	Actinopterygii	Chordata	Sudamérica	M	0	12	0	5	**17**
Macrobrachium macrobrachion	Palaemonidae	Decapoda	Malacostraca	Arthropoda	África	D, S, M	0	14	0	3	**17**
Victorella pavida	Victorellidae	Ctenostomata	Gymnolaemata	Ectoprocta	África, Asia, Oceanía	S, M	0	14	0	3	**17**
Pseudo-nitzschia subfraudulenta	Bacillariaceae	Bacillariales	Bacillariophyceae	Bacillariophyta	Norteamérica	M	0	18	-4	4	**18**
Electra bengalensis	Electridae	Cheilostomatida	Gymnolaemata	Bryozoa	Asia	S	0	18	0	2	**20**
Sundanella sibogae	Victorellidae	Ctenostomata	Gymnolaemata	Ectoprocta	Oceanía	S	0	18	0	2	**20**
Cuthona perca	Tergipedidae	Nudibranchia	Gastropoda	Mollusca	Centro y Sudamérica.	M	0	18	0	3	**21**
Chromileptes altivelis	Serranidae	Perciformes	Actinopterygii	Chordata	Asia, Oceanía	M	15	10	-3	2	**24**
Dorosoma cepedianum	Clupeidae	Clupeiformes	Actinopterygii	Chordata	Norteamérica	D, S	15	12	-4	2	**25**
Platax orbicularis	Ephippidae	Perciformes	Actinopterygii	Chordata	África, Asia, Oceanía	M	15	8	0	2	**25**
Ampelisca abdita	Ampeliscidae	Amphipoda	Malacostraca	Arthropoda	Norteamérica	M	15	12	-4	2	**25**
Ficopomatus miamiensis	Serpulidae	Canalipalpata	Polychaeta	Annelida	Norteamérica	S	15	12	-4	2	**25**

Litopenaeus vannamei	Penaeidae	Decapoda	Malacostraca	Arthropoda	Norte, Centro y Sudamérica	D, S, M	15	12	-4	2	25
Tarebia granifera	Thiaridae	Neotaenioglossa	Gastropoda	Mollusca	África, Norteamérica	D, S	15	12	-4	2	25
Apeltes quadracus	Gasterosteidae	Gasterosteiformes	Actinopterygii	Chordata	Europa, Norteamérica	D, S, M	15	12	-6	5	26
Cephalopholis argus	Serranidae	Perciformes	Actinopterygii	Chordata	África, Asia, Oceanía	M	15	8	-2	5	26
Gramma loreto	Grammatidae	Perciformes	Actinopterygii	Chordata	Norte, Centro y Sudamérica	M	15	12	-4	3	26
Menidia beryllina	Atherinopsidae	Atheriniformes	Actinopterygii	Chordata	Norteamérica	D, S, M	15	12	-4	3	26
Morone saxatilis	Moronidae	Perciformes	Actinopterygii	Chordata	Norteamérica	D, S, M	15	14	-4	2	27
Zebrasoma veliferum	Acanthuridae	Perciformes	Actinopterygii	Chordata	Asia, Oceanía	M	15	10	0	2	27
Amphidinium operculatum	Gymnodiniaceae	Gymnodiniales	Dinophyceae	Pyrrophycophyta	Europa, Norteamérica	M	15	12	-4	4	27
Alosa sapidissima	Clupeidae	Clupeiformes	Actinopterygii	Chordata	Norteamérica	D, S, M	15	12	-4	5	28
Hemichromis letourneuxi	Cichlidae	Perciformes	Actinopterygii	Chordata	África	D, S	15	12	-2	3	28
Lyrodus medilobatus	Teredinidae	Euheterodonta	Bivalvia	Mollusca	Norteamérica, Asia, Oceanía	S, M	15	12	-4	5	28
Parachromis motaguensis	Cichlidae	Perciformes	Actinopterygii	Chordata	Centroamérica	D, S	15	12	0	2	29
Pluchea odorata	Asteraceae	Asterales	Magnoliopsida	Magnoliophyta	Norteamérica	D, S	15	16	-4	2	29
Boccardiella ligerica	Spionidae	Canalipalpata	Polychaeta	Annelida	Europa, Norteamérica, África	M	15	12	0	2	29
Vibrio parahaemolyticus serotipo 03 K6	Vibrionaceae	Vibrionales	Gammaproteobacteria	Proteobacteria	Asia, Norteamérica	D, S, M (varios)	20	10	-4	3	29
Dorosoma petenense	Clupeidae	Clupeiformes	Actinopterygii	Chordata	Norte y Centroamérica	D, S	15	14	-4	5	30
Oncorhynchus tshawytscha	Salmonidae	Salmoniformes	Actinopterygii	Chordata	Asia, Norteamérica	D, S, M	15	16	-4	3	30
Amphidinium carterae	Gymnodiniaceae	Gymnodiniales	Dinophyceae	Pyrrophycophyta	Norteamérica	M	15	14	-3	4	30
Virus de la necrosis hemato-poyética infecciosa (IHHNV)					Norteamérica	M, S (camarones)	15	16	-4	3	30
Hippoporina indica	Bitectiporidae	Cheilostomatida	Gymnolaemata	Ectoprocta	Asia	M	15	14	0	2	31
Rangia cuneata	Mactridae	Veneroida	Bivalvia	Mollusca	Norteamérica, Europa	S	15	12	1	3	31
Siphonaria pectinata	Siphonariidae	Basommatophora	Gastropoda	Mollusca	Europa	M	15	14	0	2	31

APÉNDICE [*continúa*]

							Evaluación de la invasividad de la especie				
Especie	*Familia*	*Orden*	*Clase*	*División/ Phylum*	*Continente*	*Hábitat*	*VI*	*IGREV*	*VE*	*VV*	*SIS*
Naso lituratus	Acanthuridae	Perciformes	Actinopterygii	Chordata	Asia, Oceanía	M	20	10	0	2	**32**
Osmerus mordax	Osmeridae	Osmeriformes	Actinopterygii	Chordata	Norteamérica, Asia	D, S, M	15	14	0	3	**32**
Poecilia sphenops	Poeciliidae	Cyprinodontiformes	Actinopterygii	Chordata	Norte y Centroamérica	D, S	15	12	0	5	**32**
Poecilia velifera	Poeciliidae	Cyprinodontiformes	Actinopterygii	Chordata	Norteamérica	D, S	15	14	0	3	**32**
Scatophagus argus	Scatophagidae	Perciformes	Actinopterygii	Chordata	Asia	D, S, M	20	12	-2	2	**32**
Polydora cornuta	Spionidae	Canalipalpata	Polychaeta	Annelida	Norteamérica	M, S	15	16	-4	5	**32**
Argulus japonicus	Argulidae	Arguloida	Maxillopoda	Arthropoda	Asia	D, S, M	15	16	0	2	**33**
Chelura terebrans	Cheluridae	Amphipoda	Malacostraca	Arthropoda	Norteamérica	S, M	15	20	-4	2	**33**
Macrobrachium rosenbergii	Palaemonidae	Decapoda	Malacostraca	Arthropoda	Asia, Oceanía	D, S	15	16	0	2	**33**
Sinoflustra annae	Flustridae	Cheilostomatida	Gymnolaemata	Ectoprocta	Asia	M	15	16	0	2	**33**
Corophium acherusicum	Corophidae	Amphipoda	Malacostraca	Arthropoda	Europa	S, M	15	16	0	3	**34**
Cryptocotyle lingua	Heterophyidae	Opisthorchiida	Trematoda	Platyhelminthes	Europa	M	15	16	0	3	**34**
Tubastraea coccinea	Dendrophylliidae	Scleractinia	Anthozoa	Cnidaria	Asia	M	15	14	1	5	**35**
Celleporaria pilaefera	Celleporariidae	Cheilostomata	Gymnolaemata	Ectoprocta	Asia	M	15	18	0	3	**36**
Littorina littorea	Littorinidae	Neotaenioglossa	Gastropoda	Mollusca	Europa	S, M	15	14	5	3	**37**
Salmo salar	Salmonidae	Salmoniformes	Actinopterygii	Chordata	Europa y Norteamérica	D, S, M	15	18	3	2	**38**
Oreochromis niloticus	Cichlidae	Perciformes	Actinopterygii	Chordata	África, Asia	D	15	14	5	6	**40**
Eurytemora affinis	Temoridae	Calanoida	Maxillopoda	Arthropoda	Norteamérica, Europa, Asia	D, S	30	12	-4	2	**40**
Alosa aestivalis	Clupeidae	Clupeiformes	Actinopterygii	Chordata	Norteamérica	D, S, M	30	12	-3	2	**41**
Morone chrysops	Moronidae	Perciformes	Actinopterygii	Chordata	Norteamérica	D, S, M	30	14	-6	3	**41**
Oncorhynchus mykiss	Salmonidae	Salmoniformes	Actinopterygii	Chordata	Asia, Norteamérica	D, S, M	15	16	7	3	**41**
Xiphophorus hellerii	Poeciliidae	Cyprinodontiformes	Actinopterygii	Chordata	Norte y Centroamérica	D, S	15	20	1	5	**41**
Perna viridis	Mytilidae	Mytiloida	Bivalvia	Mollusca	Asia, Oceanía	S, M	15	16	5	5	**41**
Salmo trutta	Salmonidae	Salmoniformes	Actinopterygii	Chordata	Europa, África, Asia	D, S, M	15	16	8	3	**42**
Oreochromis aureus	Cichlidae	Perciformes	Actinopterygii	Chordata	África	D, S	15	18	5	6	**44**
Tilapia zillii	Cichlidae	Perciformes	Actinopterygii	Chordata	África, Asia	D, S	15	18	5	6	**44**

Najas marina	Najadaceae	Najadales	Liliopsida	Magnoliophyta	Norte, Centro y Sudamérica, Europa, Asia	M, S	30	14	-4	4	44
Balanus trigonus	Balanidae	Sessilia	Maxillopoda	Arthropoda	Norteamérica, Europa	M	30	16	-4	2	44
Botryllus schlosseri	Styelidae	Pleurogona	Ascidiacea	Chordata	Norteamérica, Europa	M	30	16	-4	2	44
Scylla serrata	Portunidae	Decapoda	Malacostraca	Arthropoda	África, Asia, Oceanía	M	30	12	0	2	44
Poecilia reticulata	Poeciliidae	Cyprinodontiformes	Actinopterygii	Chordata	Sudamérica	D, S	15	20	5	5	45
Mytella charruana	Mytilidae	Mytiloida	Bivalvia	Mollusca	Sudamérica	S	30	12	0	3	45
Ichthyophthirius multifilis	Ichthyophthiriidae	Hymenostomatida	Oligohymenophorea	Ciliophora	Bioestatus no especificado	D (peces)	30	12	0	3	45
Charybdis hellerii	Portunidae	Decapoda	Malacostraca	Arthropoda	Asia, Oceanía, Norteamérica	S, M	30	12	1	3	46
Hydroides elegans	Serpulidae	Canalipalpata	Polychaeta	Annelida	Oceanía, Asia	M	30	14	0	2	46
Melanoides tuberculata	Thiaridae	Neotaenioglossa	Gastropoda	Mollusca	Norteamérica, Asia, África, Europa, Oceanía	D, S, M	35	12	-4	3	46
Perna perna	Mytilidae	Mytiloida	Bivalvia	Mollusca	Norte y Sudamérica, África, Europa	S, M	30	12	1	3	46
Petrolisthes armatus	Porcellanidae	Decapoda	Malacostraca	Arthropoda	Sudamérica	S, M	30	14	0	2	46
Callinectes bocourti	Portunidae	Decapoda	Malacostraca	Arthropoda	Centro y Sudamérica	S	30	12	0	5	47
Vibrio cholerae	Vibrionaceae	Vibrionales	Gammaproteobacteria	Proteobacteria	Asia	D, S, M (varios)	20	16	5	6	47
Balanus reticulatus	Balanidae	Sessilia	Maxillopoda	Arthropoda	Asia, África	M	30	16	0	2	48
Penaeus monodon	Penaeidae	Decapoda	Malacostraca	Arthropoda	Asia, Oceanía	D, M	30	16	0	2	48
Sphaeroma terebrans	Sphaeromatidae	Isopoda	Malacostraca	Arthropoda	Asia, África	M	30	16	0	2	48
Haplosporidium nelsoni	Haplosporidiidae	Haplosporida	Haplosporea	Protozoa	Norteamérica	M (ostiones)	30	16	-4	6	48
Pterois miles	Scorpaenidae	Scorpaeniformes	Actinopterygii	Chordata	Asia, Oceanía	M	30	16	0	3	49
Megabalanus coccopoma	Balanidae	Sessilia	Maxillopoda	Arthropoda	Centro y Sudamérica	S, M	30	16	0	3	49
Sphaeroma walkeri	Sphaeromatidae	Isopoda	Malacostraca	Arthropoda	África	S, M	30	16	0	3	49
Oreochromis mossambicus	Cichlidae	Perciformes	Actinopterygii	Chordata	África	D, S	15	20	8	8	50

APÉNDICE [*concluye*]

							Evaluación de la invasividad de la especie				
Especie	*Familia*	*Orden*	*Clase*	*División/ Phylum*	*Continente*	*Hábitat*	*VI*	*IGREV*	*VE*	*VV*	*SIS*
Virus del síndrome de Taura (TSV)	Dicistroviridae	Picornavirales	NA	NA	Sudamérica	M, S (camarones)	33.6	14	0	3	**50**
Whispovirus sp.	Nimaviridae	NA	NA	NA	Asia	D, S, M (varios)	32.6	12	0	6	**50**
Balanus amphitrite	Balanidae	Sessilia	Maxillopoda	Arthropoda	Asia, Oceanía	M	30	18	0	3	**51**
Cordylophora caspia	Oceanidae	Anthoathecatae	Hydrozoa	Cnidaria	Europa	D, S	30	16	0	5	**51**
Rhithropanopeus harrisii	Panopeidae	Decapoda	Malacostraca	Arthropoda	Norteamérica	D, S, M	30	14	1	7	**52**
Myriophyllum spicatum	Haloragaceae	Halogarales	Magnoliopsida	Magnoliophyta	Europa, Asia y África	D, S	30	14	5	4	**53**
Anguillicoloides crassus	Anguillicolidae	Spirurida	Secernentea	Nematoda	Asia	D, M	30	18	0	5	**53**
Phyllorhiza punctata	Mastigiidae	Rhizostomeae	Scyphozoa	Cnidaria	Oceanía	M	30	16	5	3	**54**
Styela plicata	Styelidae	Pleurogona	Ascidiacea	Chordata	Norte y Centroamérica	M	30	18	1	5	**54**
Caulerpa taxifolia	Caulerpaceae	Bryopsidales	Bryopsidophyceae	Chlorophyta	África, Asia, Centroamérica, Oceanía	M, S	30	12	10	7	**59**
Pseudo-nitzschia seriata	Bacillariaceae	Bacillariales	Bacillariophyceae	Bacillariophyta	Norteamérica, Europa	M	50	12	-4	4	**62**
Pyrodinium bahamense	Goniodomataceae	Gonyaulacales	Dinophyceae	Pyrrophycophyta	Asia, Norteamérica	M	50	12	-4	4	**62**
Myxobolus cerebralis	Myxobolidae	Bivalvulida	Myxosporea	Protozoa	Europa, Asia	D (peces)	40.6	14	5	3	**62**
Pseudo-nitzschia delicatissima	Bacillariaceae	Bacillariales	Bacillariophyceae	Bacillariophyta	Norteamérica, Europa	M	0	14	-4	4	**64**
Pseudo-nitzschia multiseries	Bacillariaceae	Bacillariales	Bacillariophyceae	Bacillariophyta	Europa, Norteamérica	M	50	16	-4	4	**66**
Pseudo-nitzschia pungens	Bacillariaceae	Bacillariales	Bacillariophyceae	Bacillariophyta	Asia, Europa Norteamérica, Oceanía,	M	50	12	0	4	**66**
Pterois volitans	Scorpaenidae	Scorpaeniformes	Actinopterygii	Chordata	Asia, Oceanía	M	50	18	5	3	**76**
Flavivirus sp.	Flaviviridae	NA	NA	NA	África	D (mosquitos)	55.6	18	0	3	**76**
Dreissena polymorpha	Dreissenidae	Veneroida	Bivalvia	Mollusca	Norteamérica, Europa, Asia.	D, S	50	12	6	12	**80**
Eriocheir sinensis	Varunidae	Decapoda	Malacostraca	Arthropoda	Asia	S, M	50	16	10	8	**84**
Hydrilla verticillata	Hydrocharitaceae	Hydrocharitales	Liliopsida	Magnoliophyta	Asia	D	50	20	5	11	**86**

NA: No asignado.

Sección III

HERRAMIENTAS, MARCO LEGAL Y PAPEL DE LA ESTRATEGIA NACIONAL

9 LEGISLACIÓN Y MARCO NORMATIVO INTERNACIONAL

Porfirio Álvarez Torres*

*<alvarez.porfirio@gmail.com>

Álvarez, P. 2014. Legislación y marco normativo internacional, en R. Mendoza y P. Koleff (coords.), *Especies acuáticas invasoras en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, pp. 157-168.

RESUMEN

Durante la última década, las implicaciones ecológicas y económicas de las especies invasoras han detonado en diversos países el desarrollo de cuerpos legislativos y políticas públicas sectoriales que han sido diseñadas para regularlas y disminuir sus impactos; sin embargo, los esfuerzos emprendidos hasta el momento no han sido suficientes debido a que la problemática continúa latente, poniendo en evidencia la necesidad de contar con estrategias más robustas, marcos legales concretos y planes de manejo que al interactuar permitan que dicha amenaza compartida sea abordada de manera integral.

Mediante un análisis comparativo entre los principios contenidos en la legislación de la Unión Europea y la legislación de Estados Unidos en materia de especies invasoras, así como en el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB), el presente capítulo permite al lector analizar los avances que ha tenido la regulación de las especies invasoras en el ámbito internacional hasta el momento; conocer algunos principios rectores y propuestas que podrían mejorar la operatividad de los marcos jurídicos nacionales de especies invasoras e incluso identificar las áreas que aún necesitan ser fortalecidas y en algunos casos replanteadas para que la problemática sea redireccionada efectivamente.

ABSTRACT

Over the last decade, the ecological and economic implications of invasive species have triggered the development of legislative bodies and sectorial public policies designed to regulate and reduce their impacts in several countries. However, efforts made so far have not sufficed due to ongoing issues that highlight the need for more robust strategies, specific legal frameworks, and interacting management plans that allow an integrated assessment of this shared threat.

This chapter, through a comparative analysis of the principles contained in both the European Union and the U.S. legislations on invasive species and the Convention on Biological Diversity (CBD), allows the reader to analyze the advances of international regulations on invasive species to date, learn some guiding principles and proposals that could improve the operability of national legal frameworks on invasive species, and identify areas that still need to be strengthened and, in some cases, reconsidered to be effectively redirected, towards the problem at hand.

INTRODUCCIÓN

El problema ecológico (Heywood, 1995, Parker *et al.*, 1999) y económico (Pimentel *et al.*, 2000) que plantean las especies invasoras o introducidas ha dado lugar a la creación en muchos países de todo un cuerpo legislativo y de políticas públicas para tratar de abordarlo desde diversos ángulos. El desarrollo de legislaciones nacionales sectoriales como las agrícolas, de pesca, forestales, para la industria, de investigación, transporte, comercio, manejo ambiental y conservación ataca diferentes aspectos del tema desde perspectivas diferentes. En la última década se ha dado en todo el mundo una sensibilización sobre la escalada del problema y la necesidad de contar con estrategias más firmes, así como marcos legales y planes de manejo que interactúen para poder combatir esta amenaza compartida de manera más eficiente.

ESTRATEGIAS PARA SOLUCIONAR EL PROBLEMA DE LAS ESPECIES INVASORAS

El enfoque jerárquico en tres etapas

De acuerdo con el comunicado emitido por la Comisión de las Comunidades Europeas (2008), la respuesta política al riesgo que representan las especies invasoras fue la adopción internacional de un "enfoque jerárquico en tres etapas", diseñado para apoyar la puesta en práctica de medidas basadas en la prevención, la pronta detección y la erradicación, y la contención y medidas de control a largo plazo. Dicho enfoque se aplicará a las nuevas introducciones y a la gestión de las especies invasoras establecidas. Existe un consenso científico y político en cuanto a que, desde los puntos de vista económico y ecológico, la prevención es preferible a que se adopten medidas una vez que las especies han sido introducidas. Pero si ya se ha producido dicha entrada, una pronta detección y una erradicación rápida son los medios más eficaces, así como el que exista un sistema de alerta rápida y de intercambio de información para impedir en lo posible su establecimiento y propagación. En caso de que no sea posible la erradicación, deben aplicarse medidas de contención y control.

Aun cuando el Convenio sobre la Diversidad Biológica define la introducción como un movimiento de especies invasoras que puede ser "entre un Estado o entre Estados o áreas más allá de una jurisdicción nacional" (Miller *et al.*, 2006), el estatus de especie invasora es un atributo asociado a una región política o administrativa específica, y como resultado los datos en el ámbito nacional o regional solamente detallan la introducción a la región y raramente distinguen el proceso de extensión de la especie (Fig. 1).

Como se puede observar en la figura 1, existen seis vías de entrada de especies invasoras: liberación, escape, contaminante, polizón, corredor y por sí mismos. Se sabe que las introducciones se dan en su mayoría, directa o indirectamente, como resultado del comercio. Una de las propuestas para la reducción y prevención de nuevas introducciones por dicha vía es aumentar la frecuencia de los controles e inspecciones en las fronteras, y realizar un procedimiento de evaluación para determinar si se aceptan o no las importaciones de mercancías. Para poder llevar a cabo esto debe existir un intercambio de información entre los organismos nacionales, regionales e internacionales que luchan contra las especies invasoras. La ratificación y aplicación del Convenio Internacional para el Control y la Gestión del Agua de Lastre y los Sedimentos de los Buques (IMO, 2011) adoptado en 2004, que a la fecha ha sido ratificado por 30 países, representa solamente 35% de la flota mundial. Dicha ratificación facilitaría la prevención en lo que respecta a los organismos que se introducen como polizones en el casco o el agua de lastre de los barcos.

Asimismo, se deberán establecer mecanismos eficaces de vigilancia asociados a mecanismos de alerta rápida, lo que ayudará a la pronta detección y erradicación, al poner sobre aviso lo antes posible a otras zonas que puedan verse afectadas, e intercambiar información sobre posibles estrategias de erradicación. Una vez que la especie invasora ya se ha establecido y se ha propagado por un área geográfica, lo conveniente es disponer de programas de erradicación coordinados y, quizá, subvencionados por un organismo central.

Una vez que la especie invasora ya se haya establecido y extendido, deberá insistirse en las medidas de control y contención. Deberá también realizarse un intercambio eficaz de información y aplicar campañas y acciones coordinadas para controlar y detener la propagación de la especie.

Actuar contra la dispersión de especies invasoras por medio de la legislación es todo un reto. Las propuestas que se han hecho en la Unión Europea, como la Directiva en materia de responsabilidad ambiental,

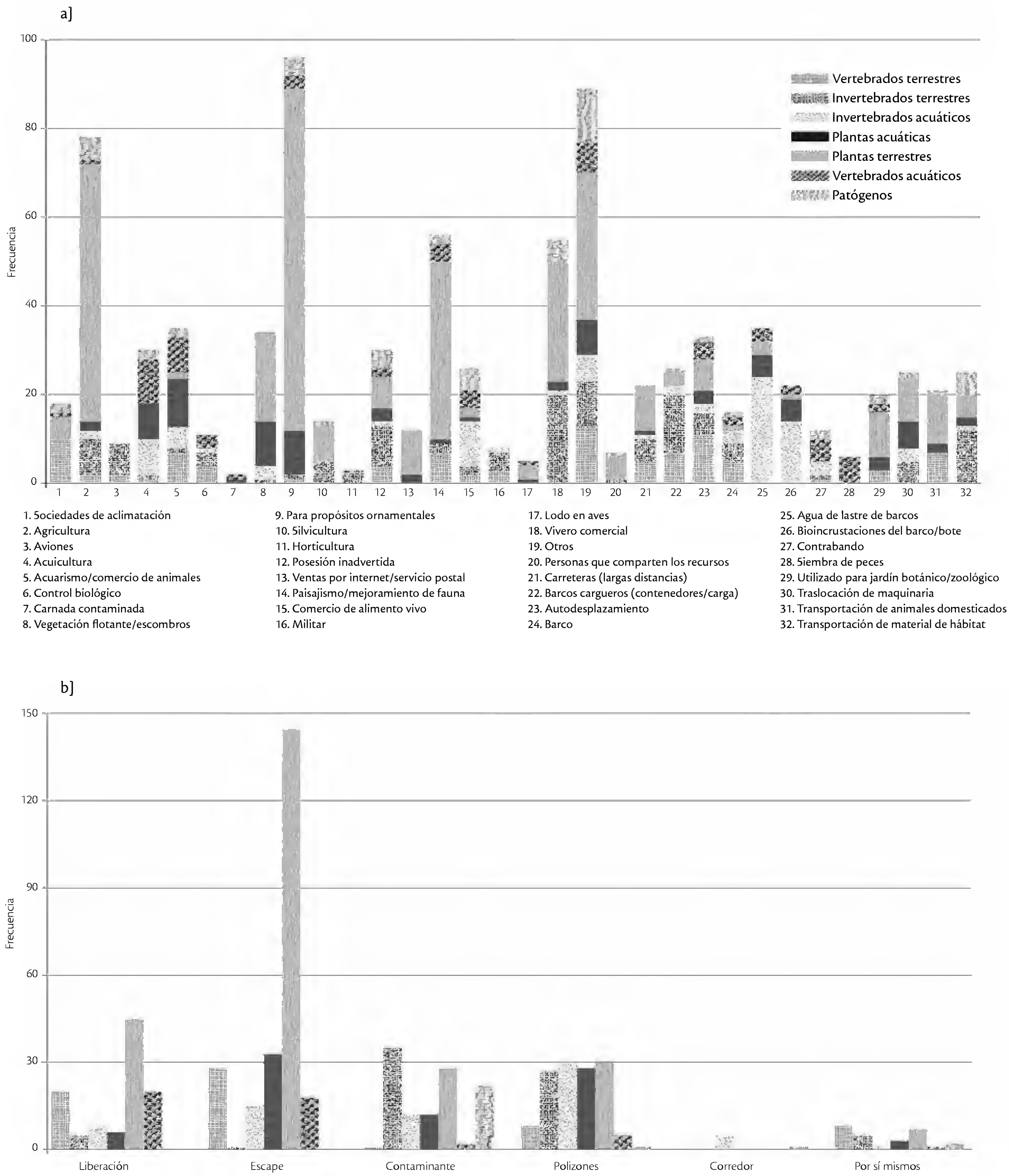


Figura 1. a] Frecuencia de diferentes vías de introducción que facilitan el establecimiento en el medio silvestre de más de 400 especies exóticas listadas en la Base de Datos GISD (Global Invasive Species Database, *www.issg.org/database*), presentada por categorías de las vías de entrada de la Red GISD, y b] el trabajo de Hulme *et al.*, 2008. Modificado de Hulme *et al.*, 2008.

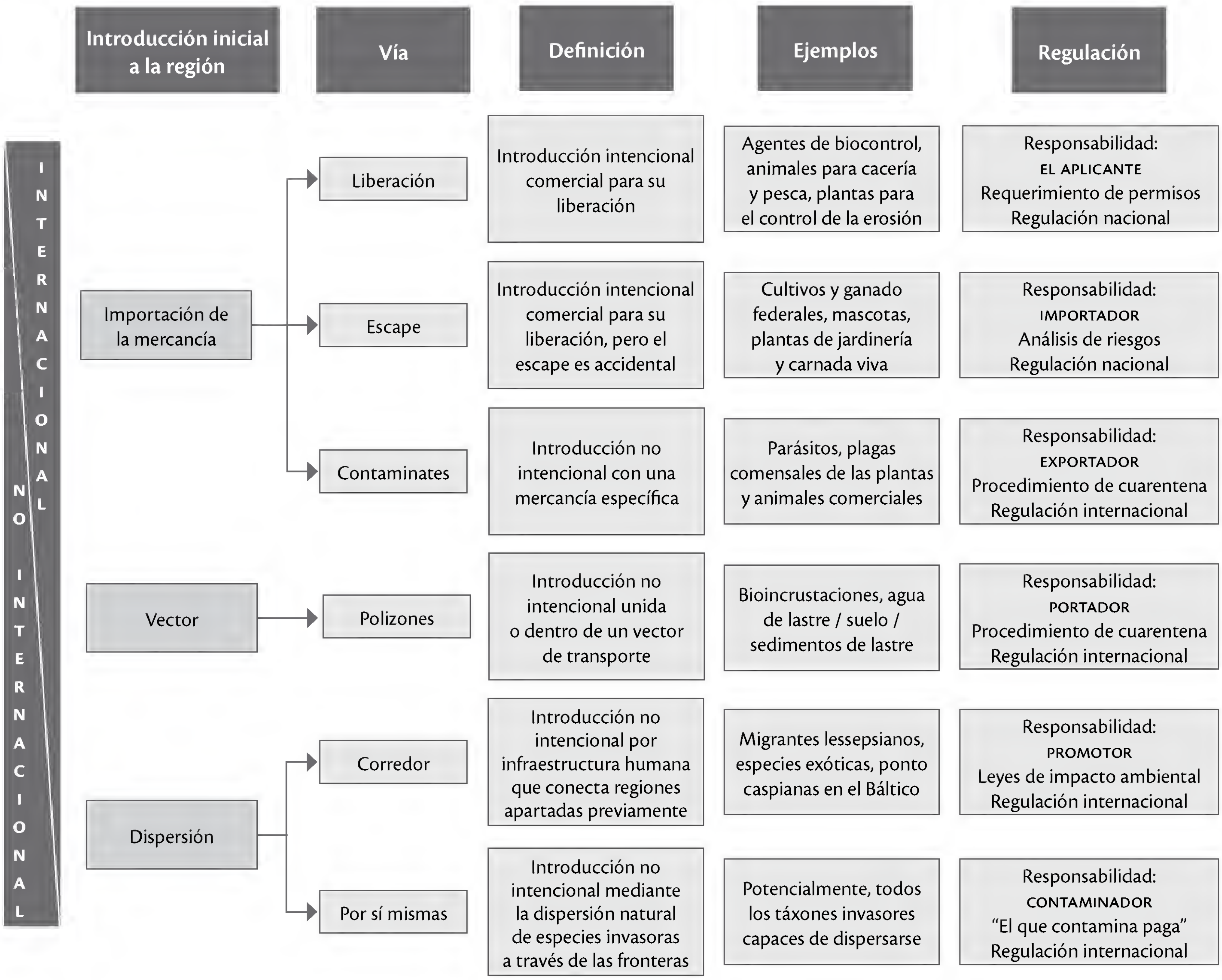


Figura 2. Marco simplificado para categorizar las vías de introducción iniciales de especies exóticas en una nueva región. Las especies exóticas pueden, como resultado directo o indirecto de la actividad humana, introducirse en una nueva región mediante tres amplios mecanismos: la importación de mercancías, la llegada de un vector de transporte o la propagación natural desde una región vecina, donde la especie es exótica. Cinco vías de introducción están asociadas con las actividades humanas, ya sea como materias primas (liberación y escape), contaminantes de las materias primas, polizones en el transporte y oportunistas que explotan los corredores resultantes de las infraestructuras para transporte (corredores o canales). La sexta categoría destaca aquellas especies exóticas que pueden llegar por sí mismas a una región, como resultado de la propagación natural (en lugar del transporte humano) después de una introducción primaria mediada por actividades humanas en una región vecina. Para cada vía se presenta una breve descripción con ejemplos. También se ilustran los diferentes enfoques de reglamentación para cada vía. Mientras que a menudo se destacan las diferencias entre introducciones intencionales *vs.* introducciones no intencionales, el esquema resalta un gradiente de intención humana que refleja la dificultad de distinguir entre la acción premeditada y la ignorante (modificado de Hulme *et al*., 2008).

siguen el principio internacional de "el que contamina paga", para penalizar la conducta negligente al introducir especies invasoras en los medios naturales. En esta figura se establece por los autores que la legislación podría ser mas eficaz si se siguen patrones de responsabilidad de quien o quienes introducen la especie, que el daño debe ser concreto y cuantificable y que deberá existir un nexo causal entre el daño y el responsable identificado (European Comission, 2012).

A continuación se ejemplificarán algunas legislaciones:

La Unión Europea
(Comisión de las Comunidades Europeas, 2008)

La Directiva de Sanidad Vegetal 2000/29/CE se refiere principalmente a la prevención de la introducción y propagación de organismos nocivos para los vegetales o sus productos. A la lista comunitaria de organismos nocivos establecida con arreglo a la Directiva pueden añadirse nuevas especies a partir de una evaluación del riesgo de plagas. Los Estados miembros cuentan con mecanismos bien desarrollados para la transmisión de información, la cooperación, las inspecciones y el control. La Directiva prevé una serie de mecanismos flexibles que permiten tomar medidas de emergencia cuando se encuentran organismos nocivos en el territorio de los Estados miembros. Los impactos de las especies invasoras sobre la salud humana o las consecuencias económicas directas de, por ejemplo, la obstrucción de vías navegables no entran, sin embargo, en su ámbito de aplicación.

La legislación veterinaria de la UE puede aplicarse a las especies invasoras cuando son vectores de enfermedades de animales. Se han establecido procedimientos de control e inspección en los Estados miembros, y procedimientos de evaluación en el ámbito de la UE. En el marco de la red comunitaria de enfermedades transmisibles se han adoptado normas armonizadas que exigen la notificación rápida de las medidas de sanidad pública adoptadas o previstas por los Estados miembros ante, por ejemplo, una situación epidemiológica nueva o amenazas sanitarias provocadas por la presencia de una especie invasora.

El Reglamento sobre comercio de fauna y flora silvestres [Reglamento (CE) núm. 338/97 del Consejo], cuyo objetivo principal es controlar el comercio de especies amenazadas, prohíbe la importación de cuatro especies: la tortuga de Florida (*Trachemys scripta elegans*), la rana toro americana (*Lithobates catesbeiana*), la tortuga pintada (*Chrysemys picta*) y la malvasía canela (o pato zambullidor o tepalcate) (*Oxyura jamaicensis*) que constituyen una amenaza ecológica. Los Estados miembros han establecido procedimientos de inspección y control con arreglo a ese Reglamento, pero no procedimientos de evaluación.

El Reglamento (CE) núm. 708/2007 del Consejo sobre el uso de las especies exóticas y las especies localmente ausentes en la acuicultura (EUR-Lex, 2011) prevé la evaluación de los riesgos asociados a la introducción deliberada de organismos para acuicultura y de las especies no objetivo asociadas. Se aplica a los movimientos de especies exóticas (introducciones) o localmente ausentes (translocaciones) que vayan a utilizarse para la acuicultura en la Unión Europea; contempla todas las especies acuáticas, incluida toda parte susceptible de sobrevivir y reproducirse, y se aplica a todas las explotaciones acuícolas. Además, prevé disposiciones particulares para las instalaciones acuícolas cerradas. Los movimientos de especies alóctonas o localmente ausentes que vayan a mantenerse en instalaciones acuícolas cerradas podrán quedar exentos del permiso exigido, siempre que se transporten en condiciones que impidan su propagación en el medio natural. Los Estados miembros deben elaborar una lista de instalaciones acuícolas cerradas y actualizarla con regularidad.

Las directivas sobre protección de la naturaleza (79/409/CEE y 92/43/CEE) prohíben la introducción en el medio silvestre de especies que puedan constituir una amenaza para las autóctonas. La Directiva marco sobre el agua (2000/60/CE) exige a los Estados miembros mantener un buen estado ecológico en las aguas a las que se aplica.

La Directiva marco sobre la estrategia marina (2008/56/CE) considera que la introducción de especies alóctonas es una grave amenaza para la biodiversidad en Europa y exige a los Estados miembros, específicamente, que incluyan las especies invasoras en la descripción de "buen estado medioambiental".

El Programa LIFE concede ayudas a proyectos que se ocupan del control y erradicación de especies invasoras: entre 1992 y 2002 se financiaron más de 100 proyectos (con un costo total de 27 millones de euros) y, entre 2003 y 2006, 80 proyectos (con un costo total de 17 millones de euros). El sexto Programa Marco de Investigación financió dos proyectos relacionados con las especies invasoras: ALARM (*www.alarmproject.net*) y DAISIE (*www.europe-aliens.org/default.do*). El proyecto DAISIE produjo el primer inventario paneuropeo de especies exóticas invasoras. El proyecto SAIS (South Atlantic Invasive Species Project), beneficiario del noveno Fondo Europeo de Desarrollo, tiene por objeto aumentar la capacidad regional para reducir el impacto de las especies invasoras en los territorios británicos de ultramar en el Atlántico Sur.

En 2003 se adoptó la Estrategia Europea sobre Especies Exóticas Invasoras en el marco del Convenio de Berna. La Organización Europea y Mediterránea para la Protección de las Plantas (OEPP) gestiona un sistema

de notificación de organismos nocivos y mantiene listas de especies exóticas invasoras respecto a las cuales se aconseja adoptar una legislación nacional que impida nuevas introducciones y la propagación de, en particular, especies vegetales exóticas invasoras. Cuatro especies exóticas invasoras han sido objeto de evaluaciones por parte de la European and Mediterranean Plant Protection Organization (OEPP) y de exámenes por parte de la Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria (EFSA) que, por el momento, no ha considerado ninguna satisfactoria.

Estados Unidos

Se estima que de las 50 000 especies que existen, unas 7 000 se encuentran en calidad de invasoras en las aguas o el suelo de Estados Unidos (Batabyal, 2004; SERC, 2011), lo cual ha propiciado que desde 1999 se creara un Consejo Nacional Interagencias para Especies Invasoras (Interagency National Invasive Species Council, NISC), el cual ha desarrollado un Plan de Manejo Nacional (NISC, 2001), en el que participan los secretarios de Agricultura, Comercio, Interior, Defensa, Tesoro, Transportes, Salud y Servicios Humanos, y los administradores de la Agencia de Protección Ambiental (EPA), la Agencia para el Desarrollo Internacional estadounidense, el representante de Comercio de Estados Unidos y la Administración Nacional de Aeronáutica y del Espacio. También se creó un Comité para el Manejo de Malezas Exóticas y Nocivas [Federal Interagency Committee for the Management of Noxious and Exotic Weeds (FICMNEW)], y un Fuerza de Trabajo Federal para Especies Acuáticas Nocivas (Federal Aquatic Nuisance Species Task Force). Actualmente, varios estados del país están reforzando sus propias leyes sobre especies invasoras, sus reglamentos o sus políticas en lugar de esperar las regulaciones federales.

Regulación federal

El movimiento mundial de organismos no nativos daña el medio ambiente, pone en peligro las especies nativas y socava décadas de esfuerzos en materia de conservación. La regulación federal parte de la revisión del Plan de 2001 para el periodo 2008-2012 (NISC, 2008).

El programa Protección de Plantas y Cuarentena (PPQ) del Servicio de Inspección de Sanidad Animal y de Plantas (Animal and Plant Health Inspection Service, APHIS) ha emitido las siguientes regulaciones:

- Regulación para la importación de plantas (Quarantine 37).
- UCS le solicita al APHIS que los estados de la Unión respondan de manera rápida y urgente a los problemas de las especies invasoras en 2006.
- 2005; escrito del APHIS en materia de importación de plantas.
- 2005; comentarios al Servicio de Pesca y Vida Silvestre (U.S. Fish & Wildlife Service) sobre la carpa negra (*black carp*).
- 2004; comentarios del APHIS sobre *Caulerpa taxifolia* y otras especies del género.

La legislación federal incluye:

- La Ley Lacey (The Lacey Act, 1900, 16 U.S.C. SS3371-3378), que lleva 112 años vigente, regula la conservación de plantas y vida silvestre en Estados Unidos; tipifica delitos y establece responsabilidades civiles por el tráfico de especies y prohibiciones sobre tráfico, vida silvestre, peces y plantas que han sido ilegalmente obtenidos, transportados o vendidos; la última enmienda se hizo en 2008. A pesar del tiempo de su vigencia, sólo 17 taxa tienen prohibida la entrada, ya que algunos que se trataron de enlistar ya existían en Estados Unidos; por el procedimiento lento y costoso, sólo tres taxa se han podido incorporar a la lista y, de acuerdo con el Código Federal de Regulaciones (título 50, parte 16), cientos si no miles de patógenos son "perjudiciales o potencialmente dañinos para la supervivencia de la vida silvestre o de los recursos de vida silvestre de Estados Unidos", por lo que debería prohibirse su entrada según la lista negra de la Ley Lacey (Kolar y Lodge, 2001; Keller *et al.*, 2007a, b). Un aspecto débil que se advierte en esta regulación es que no contempla medidas de emergencia o provisionales antes de oficializar la prohibición de la importación o transporte interestatal de algún organismo. Una especie podrá entrar al país y ser legalmente transportada entre estados aun cuando esté siendo considerada para ser enlistada. La efectividad de esta legislación en cualquiera de las cuatro etapas del proceso de invasión de especies (transporte, introducción, establecimiento y dispersión o expansión) no es alta de acuerdo con Kolar y Lodge

(2001), pues al momento de ser enlistadas, la mitad de las especies ya estaban presentes en Estados Unidos de manera legal e incluso algunas se expandieron tras ser enlistadas. Esta regulación no autoriza medidas de contención para prevenir liberaciones accidentales (como consecuencia de una inundación, por ejemplo). Sólo se reporta que ha habido éxito en los casos que fueron enlistados antes de su importación.

- En el contexto marino, Estados Unidos prohíbe la introducción o liberación de cualquier especie exótica de planta, invertebrado, pez, anfibio o mamífero en el Parque Marino Nacional de los Cayos de Florida (de conformidad con la normativa promulgada por la National Oceanic and Atmospheric Administration).
- La Ley Nacional de Especies Invasoras Acuáticas (NECIS, 2012). Desde su aprobación en 1990 ha servido para prevenir la invasión de nuevas especies que llegan en el agua de lastre. Establece procedimientos muy detallados, entre ellos para los barcos que entren a la zona de los Grandes Lagos, que deberán intercambiar el agua de lastre solamente en el mar. Dicha ley fue revisada en 1996 y cambió su nombre a Ley Nacional de Especies Invasoras (National Invasive Species Act, NISA); entre los cambios que se hicieron a esta nueva ley está establecer la obligación, para aquellas embarcaciones que entraran en la zona económica exclusiva de Estados Unidos de 200 millas, de informar si cambiaron su agua de lastre en el mar antes de llegar a puerto; el Congreso está considerando una segunda revisión, ya que la última expiró en 2002, además de que no solamente la zona de los Grandes Lagos debiera ser la única a cuidar y de que la regulación más fuerte era el recambio de agua de lastre y no necesariamente la más efectiva (NECIS, 2012). Tanto en la Cámara de Representantes como en la de Senadores hay textos con propuestas de nuevas legislaciones federales para modificar esta ley y establecer un espectro más amplio de prohibiciones y protección contra las especies invasoras.
- Propuesta legislativa: la Ley de Prevención de Invasión de Especies Silvestres no Nativas (Cámara de Representantes 669, Congress 2009). Esta propuesta de ley proveerá al Departamento del Interior con las herramientas necesarias para prevenir futuras introducciones de especies de vida silvestre no nativas potencialmente dañinas y cambiará la regulación actual para contar con una política federal que proteja la vida silvestre en Estados Unidos (*http://thomas.loc.gov/cgi-bin/query/z?c111:H.R.669*).

EL CONVENIO SOBRE LA DIVERSIDAD BIOLÓGICA Y LAS ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS

Los países signatarios del Convenio sobre la Diversidad Biológica (hay 193, en junio de 2013) reconocen que existe la urgente necesidad de abordar los impactos de las especies exóticas invasoras. El artículo 8 (h) del CDB establece que "Cada parte contratante, en la medida de lo posible y según proceda, impedirá que se introduzcan, controlará o erradicará las especies exóticas que amenacen a ecosistemas, hábitats o especies". El CDB establece prioridades, directrices, recopila información y ayuda a coordinar la acción internacional relacionada con especies exóticas invasoras.

El CDB ha adoptado directrices para la prevención, introducción y mitigación de impactos de especies exóticas que amenazan a ecosistemas, hábitats o especies, los cuales se pueden consultar en su sitio web (*Decisión VI 23*). La página internet también proporciona información sobre especies exóticas invasoras y decisiones relacionadas (*www.cbd.int/invasive*).

Principios rectores del CDB

Debe señalarse que en los principios rectores provisionales se han empleado términos cuya definición no está todavía elaborada, en espera de una decisión de la Conferencia de las Partes acerca de la preparación de terminología normalizada sobre especies exóticas, según lo mencionado en el párrafo 5 de la recomendación V/4. Entretanto, y para los fines de estos principios provisionales, se utilizan para evitar confusión las siguientes definiciones: 1] "exótica" o "especie exótica" se refiere a una especie que está presente fuera de su distribución normal; 2] "especie exótica invasiva" se refiere a aquellas especies exóticas que amenazan los ecosistemas, hábitats o especies.

A. Generalidades

Principio rector 1: Enfoque de precaución. Puesto que no pueden predecirse los impactos de las especies exóticas en la diversidad biológica, los esfuerzos para identificar e impedir introducciones involuntarias, así como

las decisiones relativas a introducciones deliberadas deberían basarse en el enfoque de precaución. La incertidumbre científica acerca del riesgo que plantean para el medio ambiente, y acerca de los daños sociales y económicos posibles de las especies exóticas invasoras o de una vía posible para introducirlas, no debería ser empleada como pretexto para no adoptar medidas preventivas contra la introducción de especies exóticas posiblemente invasoras. Del mismo modo, la incertidumbre acerca de la repercusión a largo plazo de una invasión no debería utilizarse como motivo para aplazar las medidas de erradicación, contención o control.

Principio rector 2: Enfoque jerárquico en tres etapas. En general, la prevención tiene, con mucho, una mejor relación costo/beneficio y es preferible desde el punto de vista del medio ambiente a la adopción de medidas después de la introducción de una especie exótica invasora. Debe asignarse prioridad a prevenir la entrada de especies exóticas invasoras (tanto entre los Estados como dentro de un Estado). Si ya ha ocurrido la entrada, deben emprenderse medidas para impedir el establecimiento y propagación de las especies exóticas. La respuesta preferida sería la erradicación en la etapa más temprana posible (Principio 13). En caso de que no sea posible la erradicación o que no tenga una buena relación costo/beneficio, podrían tenerse en cuenta la contención (Principio 14) y las medidas de control a largo plazo (Principio 15). Todo examen de los beneficios y de los costos debería realizarse a largo plazo (tanto desde el punto de vista del medio ambiente como desde el económico).

Principio rector 3: Enfoque por ecosistemas. Cualquier medida para enfrentarse a las especies exóticas invasoras debería basarse en el enfoque por ecosistemas, en consonancia con las disposiciones pertinentes del Convenio y con las decisiones de la Conferencia de las Partes.

Principio rector 4: Responsabilidad del Estado. Los Estados deben reconocer el riesgo que pueden plantear a otros Estados si son la fuente posible de especies exóticas invasoras y deberán adoptar las medidas adecuadas para reducir a un mínimo tal riesgo. De conformidad con el artículo 3 del Convenio sobre la Diversidad Biológica, y del principio 2 de la Declaración de Río de 1992 sobre medio ambiente y desarrollo, los Estados tienen la obligación de asegurar que las actividades que se lleven a cabo dentro de su jurisdicción o bajo su control no perjudiquen el medio ambiente de otros Estados o de zonas situadas fuera de cualquier jurisdicción nacional. En el contexto de las especies exóticas invasoras se incluyen entre las actividades que pudieran constituir riesgos para otro Estado las siguientes: *a*] la transferencia deliberada o involuntaria de una especie exótica invasora a otro Estado (incluso si no es dañina en el Estado de origen) y *b*] la introducción deliberada o involuntaria de una especie exótica en su propio Estado, si hay riesgo de que tal especie se propague subsiguientemente (con o sin un vector humano) hacia otro Estado y se convierta en invasora.

Principio rector 5: Investigación y supervisión. Para elaborar una base adecuada de conocimientos que atienda el problema, los Estados deben emprender la investigación adecuada y supervisar las especies exóticas invasoras. En esta investigación deberían incluirse los documentos que sirvan de prueba para los antecedentes de las invasiones (origen, trayectos y periodos), características de las especies exóticas invasoras, ecología de la invasión y los correspondientes impactos ecológicos y económicos, así como la forma en que se modifican en el transcurso del tiempo. La supervisión es el punto clave para una detección temprana de nuevas especies exóticas. Se requieren encuestas específicas y generales que podrían beneficiarse de la participación de las comunidades locales.

Principio rector 6: Educación y conciencia pública. Los Estados deberían facilitar la educación y la sensibilización del público acerca de los riesgos correspondientes a la introducción de especies exóticas. Siempre que se requieran medidas de mitigación, deberían establecerse programas de educación y de sensibilización del público a fin de informar a las comunidades locales y a los grupos adecuados del sector acerca de la forma de prestar apoyo a tales medidas.

B. Prevención

Principio rector 7: Control de fronteras y medidas de cuarentena.

1. Los Estados deberán aplicar medidas de control de fronteras y de cuarentena para asegurarse de que: *a*] las introducciones deliberadas estén sujetas a una autorización apropiada (Principio 10) y *b*] las introducciones involuntarias o no autorizadas de especies exóticas se reduzcan a un mínimo.

2. Estas medidas deberían basarse en una evaluación de los riesgos que plantean las especies exóticas y de sus posibles trayectos de entrada. Deben intensificarse y ampliarse, en la medida necesaria, los actuales organismos gubernamentales competentes o autoridades, y el personal debería estar adecuadamente adiestrado para aplicar estas medidas. Pueden ser útiles los sistemas de detección temprana y la coordinación regional.

Principio rector 8: Intercambio de información. Los Estados deben prestar apoyo a la elaboración de bases de datos como la que está elaborando actualmente el Programa Mundial sobre Especies Invasoras, a fin de recopilar y divulgar la información sobre especies exóticas que amenazan a los ecosistemas, los hábitats y las especies, las cuales habrían de utilizarse en el contexto de todas las actividades de prevención, introducción y mitigación. Como parte de esta información deberían incluirse listas de incidentes, datos sobre taxonomía y ecología de las especies invasoras y sobre métodos de control, siempre que se disponga de los mismos. La divulgación amplia de esta información, así como de las directrices, procedimientos y recomendaciones nacionales, regionales e internacionales, como los que están siendo recopilados por el Programa Mundial sobre Especies Invasoras, deberían también facilitarse por conducto, entre otros elementos, del mecanismo de facilitación.

Principio rector 9: Cooperación, incluida la creación de capacidades. En función de la situación, la respuesta de un Estado pudiera ser meramente interna (dentro del país) o pudiera requerir la cooperación entre dos o más países, en casos como: *a*] cuando un Estado de origen es consciente de que está siendo exportada una especie que puede ser invasiva en el Estado importador, el Estado exportador debe proporcionar la información de que disponga sobre la posible característica de invasión de la especie en el Estado de importación (debe prestarse particular atención cuando las Partes que exportan poseen un medio ambiente similar); *b*] deberían prepararse acuerdos entre países, a título bilateral o multilateral, y emplearse para regular el comercio de determinadas especies exóticas, concentrándose en las especies invasoras particularmente dañinas, y *c*] los Estados deben prestar apoyo a los programas de evaluación de capacidades de aquellos otros Estados en los que faltan experiencia, conocimientos y recursos, incluidos los financieros, para evaluar los riesgos de introducir especies exóticas. Tal creación de la capacidad puede implicar transferencia de la tecnología y preparación de programas de capacitación.

C. Introducción de especies

Principio rector 10: Introducción deliberada. No debería haber ninguna introducción deliberada sin el permiso razonado de la autoridad u organismo nacional pertinentes. Debería realizarse una evaluación de riesgos, incluida una evaluación de impactos en el medio ambiente como parte del proceso de evaluación antes de llegar a una decisión de si ha de autorizarse o no una introducción propuesta. Los Estados solamente deberían autorizar la introducción de aquellas especies exóticas que con base en esta evaluación previa no tuvieron posibilidad de causar daños inaceptables en los ecosistemas, hábitats o especies, tanto dentro del Estado como en los Estados vecinos. La obligación de dar una prueba de que la introducción propuesta no es probable que cause tales daños debería incumbir al que propone la introducción. Además, deberían compararse firmemente los beneficios previstos de tal introducción con cualquiera de los efectos adversos reales y posibles y los correspondientes costos. La autorización de una introducción puede ir acompañada, cuando proceda, de condiciones (*e.g.*, preparación de un plan de mitigación, procedimientos de supervisión o requisitos de retención). Debería aplicarse en todas las medidas anteriormente mencionadas el enfoque de precaución.

Principio rector 11: Introducciones involuntarias.

1. Todos los Estados deberían promulgar disposiciones relativas a las introducciones involuntarias (o introducciones deliberadas que ya se han establecido y han pasado a ser invasoras). Entre estas disposiciones se incluyen medidas legales y reglamentarias, instituciones y organismos con las responsabilidades correspondientes y los recursos operacionales requeridos para una intervención rápida y eficaz.

2. Han de señalarse los trayectos comunes que llevan a introducciones involuntarias y han de promulgarse disposiciones adecuadas para reducir a un mínimo tales introducciones. Las actividades sectoriales, como pesquerías, agricultura, silvicultura, horticultura, transporte marítimo (incluida la descarga de aguas de lastre), transporte de superficie y aéreo, proyectos de construcción, ordenación de paisajes, acuicultura para ornamentos, turismo y cotos de caza son frecuentemente trayectos por los que se realizan intro-

ducciones involuntarias. En la legislación que exija una evaluación de los impactos medioambientales de tales actividades debe también incluirse la evaluación de los riesgos correspondientes a introducciones involuntarias de especies exóticas invasoras.

D. Mitigación de impactos

Principio rector 12: Mitigación de impactos. Una vez detectado el establecimiento de una especie exótica invasora, los Estados deben adoptar medidas como la erradicación, retención y control para mitigar los efectos perjudiciales. Las técnicas empleadas para la erradicación, retención o control deben ser de buena relación costo/eficacia, no dañinas para el medio ambiente, los seres humanos y la agricultura, así como aceptables desde el punto de vista social, cultural y ético. Deben aplicarse medidas de mitigación en la etapa más temprana posible de la invasión con base en el enfoque de precaución. Por consiguiente, es importante la detección pronta de nuevas introducciones de especies posiblemente invasoras o invasoras, y es necesario combinarla con la capacidad para tomar rápidamente medidas de seguimiento.

Principio rector 13: Erradicación. Cuando la erradicación sea posible y de buena relación costo/eficacia, debe recibir prioridad ante cualesquiera otras medidas para atender especies exóticas invasoras ya establecidas. La mejor oportunidad de erradicar las especies exóticas invasoras es en las primeras etapas de la invasión, cuando las poblaciones son pequeñas y están localizadas, por lo que pueden ser críticamente útiles los sistemas de detección temprana que se concentren en puntos de entrada de elevado riesgo. El apoyo de la comunidad con base en una consulta completa debe constituir una parte integrante de los proyectos de erradicación.

Principio rector 14: Contención. Cuando la erradicación no sea apropiada, limitar la propagación (contención) constituye una estrategia apropiada solamente cuando sea limitada la zona en la que se han establecido las especies invasoras y cuando sea posible la contención dentro de límites determinados. Es esencial la supervisión fuera de las fronteras de control, con medidas rápidas para erradicar cualquier nuevo brote.

Principio rector 15: Control. Las medidas de control deben concentrarse en disminuir los daños causados más que en reducir meramente el número de las especies exóticas invasoras. Un control eficaz dependerá frecuentemente de una gama de técnicas integradas. La mayoría de las medidas de control habrán de aplicarse de modo regular, con el consiguiente presupuesto reiterado para su funcionamiento y la necesidad de un compromiso a largo plazo para que se mantengan los resultados. En algunos casos, el control biológico puede llevar a la supresión a largo plazo de una especie exótica invasora sin costos reiterados, pero siempre debería llevarse a la práctica en consonancia con la reglamentación nacional existente, con los códigos internacionales y con el principio 10 precedente.

REFERENCIAS

Alarm Project. (Assessing Large-scale Risks for Biodiversity with Tested Methods): <*www.alarmproject.net*> (consultada en agosto de 2012).

Batabyal. 2004. A research agenda for the study of the regulation of invasive species introduced unintentionally via maritime trade. *Journal of Economic Research* **9**:191-216.

Comisión de las Comunidades Europeas. 2008. Extraído de la Comunicación de la Comisión al Consejo, al Parlamento Europeo, al Comité Económico y Social Europeo y al Comité de las Regiones “Hacia una estrategia de la UE sobre especies invasoras” [SEC(2008) 2887 y SEC(2008) 2886]: <*http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2008:0789:FIN:ES:PDF*>.

Congress. 2009. Nonnative Wildlife Invasion Prevention Act: <*www.govtrack.us/congress/bills/111/hr669*>.

Convenio sobre la Diversidad Biológica: <*www.cbd.int/invasive*>.

DAISIE. European Invasive Alien Species Gateway: <*www.europe-aliens.org*> (consultada en agosto de 2012).

EUR-Lex. 2007. Reglamento (CE) no. 708/2007 del Consejo, de 11 de junio de 2007, sobre el uso de las especies exóticas y las especies localmente ausentes en la acuicultura: <*http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:2007R0708:20110424:ES:PDF*> (consultada en agosto de 2012).

European Comission. 2012. Environment liability, Directive 2004/35/EC of the European Parliament and of the Council of 21 April 2004 on environmental liability with regard to the prevention and remedying of environmental damage: <*http://ec.europa.eu/environment/legal/liability/index.htm*>.

Fowler Andrea, J., D.M. Lodge y J. Fisa. 2007. Failure of the Lacey Act to protect US ecosystems against animal invasions. *Front. Ecol. Environ.* **5**(7):353-359.

Heywood, V. (ed.). 1995. *Global biodiversity assessment*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Hulme, P.E., S. Bacher, M. Kenis, S. Klotz, I. Kühn, D. Minchin, W. Nentwig, S. Olenin, V. Panov, J. Pergl, P. Pysek, A. Roques, D. Sol, W. Solarz y M. Vilà. 2008. Grasping at the

routes of biological invasions: A framework for integrating pathways into policy. *J. Appl. Ecol.* **45**:403-441.

IMO. 2011. International Maritime Organization, International Convention for the Control and Management of Ships' Ballast Water and Sediments (BWM): <*http://www.imo.org/about/conventions/listofconventions/pages/international-convention-for-the-control-and-management-of-ships'-ballast-water-and-sediments-(bwm).aspx*>.

Keller, R.P., J.M. Drake y D.M. Lodge. 2007a. Fecundity as a basis for risk assessment of non-indigenous freshwater molluscs. *Conserv. Biol.* **21**:191-200.

Keller, R.P., D.M. Lodge y D.C. Finnoff. 2007b. Risk assessment for invasive species produces net bioeconomic benefits. *P. Natl. Acad. Sci. USA* **104**:203-207.

Kolar, C.S., y D.M. Lodge. 2001. Progress in invasion biology: Predicting invaders. *Trends Ecol. Evol.* **16**:199-204.

Miller, C., M. Kettunen y C. Shine. 2006. Scope options for EU action on invasive alien species (IAS). Final report for the European Commission. Institute for European Environment.

NECIS. 2012. National Environmental Coalition on Invasive Species: The National Aquatic Invasive Species Act: <*www.necis.net/intro-to-invasive-species/invasive-species-solutions/federal/naisa*> (consultada en agosto de 2012).

NISC. 2001. National Invasive Species Council: Meeting the invasive species challenge. Management plan: <*www.invasivespeciesinfo.gov/docs/council/mp.pdf*>.

NISC. 2008. 2008-2012. National Invasive Species Management Plan: <*www.research.noaa.gov/oceans/2008-2012NationalInvasiveSpeciesManagementPlan.pdf*>.

Parker, I.M., D. Simberloff, W.M. Lonsdale, K. Goodell, M. Wonham, P.M. Kareiva, M.H. Williamson, B. Von Holle, P.B. Moyle, J.E. Byers y L. Goldwasser. 1999. Impact: Toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biol. Invasions* **1**:3-19.

Pimentel, D., L. Lach, R. Zúñiga y D. Morrison. 2000. Environmental and economic costs associated with non-indigenous species in the United States. *BioScience* **50**(1):53-65.

SERC. 2011. Smithsonian Environmental Research Center. Marine Invasions Research Lab: <*www.serc.si.edu/labs/marine_invasions*>.

10 GESTIÓN DE LAS ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS: ANÁLISIS DE LA LEGISLACIÓN MEXICANA

Ana Ortiz Monasterio Quintana*

*<ana.ortizmonasterio@gmail.com>

Ortiz Monasterio, A. 2014. Gestión de las especies exóticas invasoras: análisis de la legislación mexicana, en R. Mendoza y P. Koleff (coords.), *Especies acuáticas invasoras en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, pp. 169-184.

RESUMEN

Para enfrentar las invasiones biológicas, México tiene una gran cantidad de instituciones gubernamentales federales que cuentan con las atribuciones pertinentes, lo que a su vez implica la necesidad de establecer mecanismos efectivos de coordinación y colaboración, necesarios también en el contexto del derecho internacional. Éste brinda un marco de colaboración y negociación con otros países y de reporte de avances que pueden ser un estímulo para tomar medidas internas que beneficien también a otras naciones. Sin embargo, los tratados internacionales no aportan suficientes elementos para exigir el cumplimiento de obligaciones y lograr que se asuman responsabilidades por afectaciones causadas por especies exóticas invasoras (EEI). En el ámbito nacional, el sector agropecuario y acuícola ha contribuido a la introducción de EEI, aunque la misma Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación también cuenta con la institución nacional más sólida para la detección, alerta temprana y control de EEI, enfocada, por supuesto, en las que pueden tener efectos negativos sobre las actividades productivas primarias y en la salud humana. La experiencia del Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agroalimentaria representa oportunidades para el aprendizaje de todo el sector ambiental en esta materia que son de suma relevancia, ya que la mayor parte de las unidades administrativas y órganos de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales tienen relación con el tema, aunque algunos de ellos son prioritarios para su atención. Además, otras dependencias y entidades del gobierno federal cuentan con atribuciones relevantes, aunque de manera menos directa. Asimismo, existe una diversidad de instrumentos legales sanitarios y sobre recursos naturales o ambientales, de carácter orgánico y fiscal, desde los que se puede contribuir en el ámbito jurídico a resolver la problemática de las EEI con la esencial participación de actores no gubernamentales.

ABSTRACT

Mexico has a number of federal institutions that deal with the management of biological invasions. This necessarily implies the need to have effective coordination and collaboration mechanisms, which is also required in the context of international law. The latter offers a framework of collaboration and negotiation with other countries to report achievements which then can be a stimulus for the application of internal measures that benefit other stakeholders and nations. However, international treaties do not provide enough elements to demand fulfillment of obligations and responsabilities of damage caused by invasive alien species (IAS). Nationally, the agricultural sector has often contributed to the introduction of IAS, and is also the national institution that has the most solid early warning systems. The capacity to respond and control IAS is also part of the Department of Agriculture and Fisheries, even though it focuses on those species that can affect the primary sector or human health. The experience of the National Agriculture and Food Health Service is an opportunity for the environmental sector to learn about IAS management, especially as most areas within the Department of the Environment have a clear relationship with IAS. Other federal agencies can also take part in IAS management albeit indirectly. In addition, there are several legal instruments on sanitary, environmental, organizational and fiscal issues that can contribute from the legal perspective to solve problems associated to IAS, with the necessary participation of non-governmental stakeholders.

INTRODUCCIÓN

México ha firmado y ratificado varios tratados internacionales de particular relevancia para el tema de las especies exóticas invasoras (EEI) (CIPF, 1976; CNUDM, 1983; CITES, 1992; DB, 1993), los cuales forman parte de la ley interna conforme a lo previsto por la propia Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos (CPEUM, 1917). A pesar de ello, hay debilidades importantes en el régimen jurídico internacional que hacen difícil utilizarlo en la actualidad como una herramienta para prevenir y solucionar problemas.

La comunicación y las acciones coordinadas entre instituciones requieren contar con un lenguaje armonizado y una terminología común para atender la problemática de las EEI. La necesidad de promover esto no es exclusiva de México; un ejemplo en el ámbito internacional se puede observar en el seno de la Convención Internacional de Protección Fitosanitaria (CIPF), en donde se desarrolló un "Glosario de términos fitosanitarios" (FAO, 1990) para incrementar la claridad y consistencia en la interpretación y uso de esos términos por las Partes Contratantes, con la finalidad de facilitar el desarrollo y la implementación de leyes y regulaciones fitosanitarias, la implementación de controles oficiales en este ámbito y el intercambio de información entre países. El trabajo conjunto de diversas instituciones mexicanas con atribuciones relacionadas con la atención de problemas asociados a las EEI se podría beneficiar enormemente si se lograran acuerdos sobre terminología, distinciones y relaciones entre los distintos conceptos que se utilizan en el desarrollo de los actos y procedimientos administrativos a cargo de cada una de ellas.

En este capítulo se presenta un panorama del marco normativo internacional como preámbulo al nacional: institucional, de legislación y de políticas públicas. Además, se incluyen aspectos normativos vinculados a ambientes terrestres, aunque muchos de ellos tienen vigencia en ambientes costeros y ribereños, indisolublemente ligados a los acuáticos.

CONTEXTO INTERNACIONAL

A más de 20 años de la firma del Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB, 1993, véase el capítulo 9), resalta su fragilidad desde dos perspectivas. Por un lado, es un tratado internacional redactado de una forma muy laxa, casi como un catálogo de buenas intenciones y sin sanción alguna por incumplimientos, aunque se trata de un instrumento jurídico vinculante, es decir, cuyo cumplimiento es obligatorio para las Partes Contratantes. Por otro lado, a pesar de haber sido firmado por Estados Unidos, el CDB no fue ratificado por este país y, por lo tanto, nuestro vecino más importante en términos de fronteras y especies compartidas y flujos comerciales no está obligado por sus disposiciones. El Protocolo de Cartagena sobre Seguridad de la Biotecnología derivado del CDB (PCSB, 2003), relevante en cuanto a los organismos vivos modificados que pueden comportarse como EEI, no fue firmado por Estados Unidos, aun cuando este país participa desde el ámbito gubernamental y empresarial en todas las rondas de discusión y negociaciones (CDB, 2012).

Entre los antecedentes del CDB que tienen relación con las EEI se encuentran los siguientes:

La Convención Internacional de Protección Fitosanitaria (CIPF), administrada por la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), tiene como finalidad lograr una acción coordinada y eficaz para prevenir y combatir la introducción y propagación de plagas de plantas y productos vegetales (CIPF, 1976). Busca proteger, además de las plantas cultivadas, la flora natural y los productos de origen vegetal, y considera los daños directos e indirectos que producen las plagas e incluye las malezas. Ofrece un foro para la cooperación internacional, la armonización y el intercambio técnico entre las partes, en el cual participan principalmente las autoridades sanitarias aunque, en el ámbito regional, se han abierto espacios para la participación de las instancias enfocadas en la biodiversidad.

La Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar (CNUDM, 1983), en su artículo 196, inciso 1, estipula que los Estados tomarán todas las medidas necesarias para prevenir, reducir y controlar la introducción intencional o accidental en un sector determinado del medio marino de especies extrañas o nuevas que puedan causar en él cambios considerables y perjudiciales. Estados Unidos participó en darle forma a esta convención, pero tampoco la ha firmado y el asunto es hasta fechas recientes tema de un intenso debate interno.

La Convención sobre los Humedales de Importancia Internacional (CR, 1986) fue suscrita en Ramsar, Irán, en 1971. La Convención de Ramsar se enfoca en la conservación de los humedales reconocidos conforme a lo que en ella se prevé. Se han emitido resolucio-

nes sobre especies invasoras y la estrategia 1.9 de su Plan Estratégico vigente se refiere a la adopción de protocolos y medidas para evitar, controlar o erradicar las especies invasoras exóticas de estos sistemas. Todas las responsabilidades que se pueden derivar para los Estados parte están referidas exclusivamente a los sitios Ramsar.

La Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES, 1992) sujeta el comercio internacional de ejemplares, productos y subproductos de especies silvestres a ciertos requisitos y trámites, que no necesariamente responden a las políticas y normatividad de cada país respecto al manejo de EEI. En una resolución, revisada en 2007, la Conferencia de las Partes considera las amenazas a la biodiversidad que pueden representar las especies exóticas y la probabilidad de que las especies de fauna y flora se introduzcan en nuevos hábitats como resultado del comercio internacional, de lo cual derivan recomendaciones a las partes para tomar las medidas necesarias (CITES, 2004).

Con posterioridad al CDB, México ha suscrito otros instrumentos internacionales que vale la pena destacar para el tema de las EEI:

El Acuerdo sobre la Aplicación de Medidas Sanitarias y Fitosanitarias (AAMSF, 2012), de la Organización Mundial de Comercio, está enfocado en reducir al mínimo los efectos negativos de las barreras sanitarias sobre el comercio internacional. De acuerdo con esta premisa, para lo que se requerirían análisis de riesgo científicamente sólidos, se podría negar la entrada de mercancías al territorio nacional por razones vinculadas a la problemática de algunas EEI.

El Convenio Internacional para el Control y la Gestión del Agua de Lastre y los Sedimentos de los Buques (CICGALSB, 2007) fue adoptado en 2004 y define en su artículo 1 la gestión del agua de lastre como los procedimientos mecánicos, físicos, químicos o biológicos, ya sean utilizados individualmente o en combinación, destinados a extraer o neutralizar los organismos acuáticos perjudiciales y agentes patógenos existentes en esa agua y en los sedimentos, o a evitar la toma o la descarga de los mismos. El control de la transferencia de estos organismos y patógenos se vincula también con la asistencia técnica y cooperación, así como con la comunicación de información y la solución pacífica de controversias. Aun cuando México ya se adhirió a este convenio de clarísima importancia para el tema de las EEI, no entrará en vigor sino hasta 12 meses después de su ratificación por 30 Estados cuyas flotas mercantes representen al menos 35% del tonelaje mundial. Hasta el 4 de junio de 2013, la Organización Marítima Internacional reporta que 36 Estados han ratificado el convenio, pero entre ellos no se encuentran Estados Unidos ni China, y en conjunto sólo representan 29.06% del tonelaje bruto del transporte mercante del mundo.

Respecto a los instrumentos internacionales no vinculantes, también en el marco de la FAO, desde 1976 se han celebrado reuniones que tienen como contenido central la acuicultura. En el Código de Conducta para la Pesca Responsable (CCPR, 1995), en directrices derivadas de éste y en la Declaración y Estrategia de Bangkok (FAO, 2000) se desarrolló el tema de la acuicultura responsable.

En la región de América del Norte son relevantes las siguientes iniciativas internacionales:

La Organización Norteamericana de Protección a las Plantas (NAPPO) es la representante regional ante la CIPF. Establece estándares fitosanitarios regionales para la exportación e importación de material vegetal y, desde hace más de seis años, tiene un panel de especies invasoras.

El Convenio para la Cooperación sobre la Protección y la Mejora del Medio Ambiente en la Zona Fronteriza, fue suscrito en 1983 en la ciudad de La Paz, Baja California, entre México y Estados Unidos, con el propósito de preservar un medio ambiente sano para el bienestar económico y social, a largo plazo, de las generaciones presentes y futuras de cada país, así como de la comunidad internacional (CCPMMAZF, 1984). Aunque su objetivo es amplio y define el área fronteriza como la zona de hasta 100 kilómetros a ambos lados de la línea divisoria terrestre y marítima entre ambos países, su enfoque es más bien sobre la contaminación y sería interesante explorar la posibilidad de tratar, mediante un nuevo anexo, la introducción de especies exóticas y los problemas de invasiones como contaminación biológica.

La Comisión para la Cooperación Ambiental de América del Norte, derivada del acuerdo paralelo ambiental del Tratado de Libre Comercio de América del Norte celebrado con Estados Unidos y Canadá, ha tenido un papel importante en promover la investigación y el desarrollo del inventario de EEI, en la generación de directrices para el análisis de riesgo de especies invasoras acuáticas, así como en el análisis de vías de invasión (CCA, 2013).

El Comité Trilateral para la Conservación y Manejo de la Vida Silvestre y los Ecosistemas, que no es un

tratado internacional propiamente, sino un esfuerzo interinstitucional que comenzó en 1996 entre las dependencias de vida silvestre y otras de los gobiernos de Canadá, Estados Unidos y México, plantea y resuelve mediante mecanismos de cooperación aspectos operativos que tienen importancia para las tres naciones. En la reunión de 2008 se integró el tema de especies invasoras a las discusiones de este comité.

Este contexto de derecho internacional no brinda suficientes elementos para exigir a otros países el cumplimiento de obligaciones y para lograr que asuman sus responsabilidades por afectaciones derivadas de EEI. Lo que sí constituye es un marco de colaboración y negociación en el que los Estados parte, presentan informes periódicos sobre los avances en cada uno de los tratados, en los cuales suelen reflejar progresos y esto, sin duda, funciona en muchos casos como estímulo para tomar medidas internas que beneficien también a otras naciones.

CONTEXTO NACIONAL

Instituciones

México, como la mayoría de los países, enfrenta la complejidad del tema de invasiones biológicas por medio de una gran cantidad de entidades y dependencias del gobierno federal (las más importantes se incluyen en el cuadro 1), cuyas atribuciones se relacionan con la gestión de las EEI. Esto implica la necesidad de contar con mecanismos de coordinación y colaboración que hagan posible implementar la Estrategia Nacional sobre Especies Invasoras en México (Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras, 2010).

Desde la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (Sagarpa) se promueven proyectos productivos que implican hasta la fecha la introducción de EEI, aunque la propia Sagarpa también cuenta con el Servicio Nacional de Sanidad,

Cuadro 1. **Panorama institucional federal básico para el tema de especies exóticas invasoras en México**

Sagarpa
- Coordinación General de Ganadería, Subsecretaría de Agricultura y Subsecretaría de Desarrollo Rural: algunas de sus unidades administrativas cuentan con atribuciones relacionadas con introducciones.
- Senasica: este órgano desconcentrado funge como la principal institución mexicana de orden sanitario, con atribuciones dirigidas a proteger los recursos agrícolas, acuícolas y pecuarios de plagas y enfermedades de importancia cuarentenaria y económica "para facilitar el comercio de bienes de origen animal y vegetal".
- Sinasica: mecanismo de concurrencia que involucra a diversas unidades administrativas e instituciones relevantes con el objeto de obtener, conjuntar, analizar y dar a conocer de manera ordenada a la Comisión Intersecretarial de Desarrollo Rural Sustentable la información sobre sanidad vegetal, salud animal, inocuidad y calidad integral de los productos y subproductos agropecuarios, acuícolas y pesqueros destinados a ser alimentos. Se recomienda dar seguimiento a su trabajo y retroalimentarlo desde el enfoque de EEI.
- Conapesca: regulación directa pesquera y acuícola, promoción y vigilancia de las especies que se permite cultivar.
- Inapesca: elabora las cartas nacionales pesquera y acuícola.
- Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias: investigación científica y desarrollo tecnológico, cuenta con Centros de Investigación Regional.

Semarnat
- DGVS, DGGFS y DGIRA: atribuciones de gestión y manejo de información.
- Conafor: papel importante en relación con las plagas forestales y el sistema de evaluación y alerta temprana forestal.
- INECC: contribuciones importantes en trabajos de erradicación de EEI en islas. Ahora, con atribuciones sobre cambio climático, podrá considerar desde otros ángulos las EEI.
- Conanp: proyectos de prevención, control y erradicación en áreas naturales protegidas.
- Profepa: la inspección y vigilancia están limitadas por un enfoque de procuración ambiental no preventivo.
- Conabio: comisión intersecretarial que puede tener un papel fundamental en la coordinación interinstitucional. Ha contribuido en la construcción paulatina de un lenguaje común y brinda información para la toma de decisiones sobre EEI a los distintos usuarios, al mantener actualizado el Sistema Nacional de Información de Especies Invasoras (parte del SNIB).

Otras dependencias con participación directa en la atención del tema
- SCT: regula el comercio mercante, actividad que afecta de manera importante, por aguas de lastre.
- Secretaría de la Defensa Nacional: apoya en campo al Senasica y a la Profepa en algunos operativos.
- Secretaría de Marina: refuerza en campo al Senasica y a la Profepa al realizar operativos en los que resulta necesario su participación; además apoya actividades distintas de las de inspección y vigilancia, como el traslado a ciertas islas en las que se realizan acciones de control y erradicación de EEI.

Inocuidad y Calidad Agroalimentaria (Senasica), la institución nacional más sólida para la detección, alerta temprana y control de EEI que pueden tener efectos negativos sobre las actividades agropecuarias, acuícolas y para la salud humana. Este servicio tiene sus orígenes en las instituciones sanitarias que comenzaron a funcionar en México hace ya 85 años y, con las limitaciones que pueda tener en la práctica, también ofrece una excelente plataforma con posibilidades de incidencia local por medio de comités estatales sanitarios, los cuales pueden representar espacios que contribuyan a atender los problemas de las especies invasoras.

La Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca (Conapesca), que depende asimismo de la Sagarpa, tiene atribuciones de promoción y vigilancia, pero también de regulación directa por medio de la Dirección General de Ordenamiento Pesquero y Acuícola, encargada de evaluar solicitudes y otorgar autorizaciones en materia pesquera y acuícola, entre las que se incluye la autorización de introducciones y, por lo tanto, es fundamental su colaboración para lograr cambios importantes en los instrumentos normativos y en las políticas.

En cuanto al sector ambiental, se podría decir que la mayor parte de las unidades administrativas y órganos de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat) tienen relación con el tema; sin embargo, en términos de las EEI, sólo algunas se consideran aquí al estar más directamente involucradas de acuerdo con sus atribuciones.[1]

En la Subsecretaría de Gestión para la Protección Ambiental de la Semarnat existen tres direcciones generales con atribuciones importantes en la materia: la de Vida Silvestre (DGVS), la de Gestión Forestal y de Suelos (DGGFS) y la de Impacto y Riesgo Ambiental (DGIRA). Estas tres unidades administrativas cuentan con información de enorme relevancia sobre la importación y el manejo en territorio nacional de EEI, incluidos los organismos genéticamente modificados (OGM) que podrían comportarse como tales. Todas ellas, en el ejercicio de sus atribuciones, podrían tener un papel clave en relación con la prevención, el control y la erradicación.

El Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC), con su nuevo mandato, tendrá que evaluar los efectos que puede tener el cambio climático sobre distintos aspectos relacionados con las invasiones biológicas, en especial el potencial de afectación de ciertas invasiones en términos de su valoración o su relación con acciones de mitigación. Además, este instituto continúa teniendo un papel importante en la colaboración para la erradicación de EEI, en particular en ecosistemas insulares. Por su parte, la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (Conanp) desarrolla programas dirigidos a la prevención, monitoreo, control y erradicación de EEI en áreas naturales protegidas (ANP) y puede aportar información de campo de gran relevancia.

La Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio) ha desempeñado un papel como promotora de la coordinación y colaboración entre las distintas instituciones, no solamente ambientales, para el tema de EEI, como se refleja en la Estrategia Nacional. Aunque resalta por su trabajo en generación de conocimiento y sistematización de la información sobre la diversidad biológica mexicana, se trata formalmente de una comisión intersecretarial con capacidad legal de operar como tal y, conforme al acuerdo presidencial que la creó, de convocar a servidores públicos de alto nivel de las secretarías de Estado que la conforman, lo cual puede resultar crucial para alcanzar plenamente algunos de los objetivos de colaboración al nivel operativo y acciones complementarias de las distintas instituciones.

El potencial de colaboración entre sectores se refleja, por ejemplo, en el interés que ha expresado la Dirección General de Sanidad Vegetal (DGSV) del Senasica en alcanzar mayores sinergias y complementariedad con la Gerencia de Sanidad de la Comisión Nacional Forestal (Conafor). Para ello se sugiere desarrollar espacios y mecanismos de comunicación entre ambas instancias, hasta ahora inexistentes a pesar de que las acciones desde ambos ámbitos apuntan a la necesidad y conveniencia de una concurrencia coordinada.

Es importante tomar en cuenta que el lenguaje utilizado por el sector productivo primario y el ambiental son distintos: el primero se refiere a plagas, enfermedades y epidemias, mientras que en las instancias ambientales (salvo en el ámbito forestal) los conceptos utilizados son directamente EEI, especies exóticas simplemente o ejemplares y poblaciones que se tornen perjudiciales. Esto dificulta la discusión sobre el tema y el ejercicio coordinado de las atribuciones de las diferentes instituciones.

---

[1] Por ejemplo, las otras dos subsecretarías: de Fomento y Normatividad y de Planeación y Política Ambiental, al igual que otras áreas de la Semarnat como la Coordinación de Asuntos Jurídicos, también cuentan con atribuciones relevantes y será necesario considerarlas en el contexto de las EEI.

Por otra parte, aunque estos dos sectores son, por obvias razones, los más involucrados en el tema, existen otras instancias del gobierno federal que, en el ejercicio de sus atribuciones, pueden apoyar la implementación de la Estrategia Nacional (véase el capítulo 11) de manera indirecta. En principio, las propuestas se enfocan en las instituciones y unidades administrativas de mayor relevancia; sin embargo, al dar continuidad y fortalecer la coordinación será posible abordar algunos de los aspectos pertinentes en relación con las demás instituciones (cuadro 1).

Por su parte, la Secretaría de Comunicaciones y Transportes (SCT) cuenta entre sus unidades administrativas con una Dirección General de Comercio Mercante, la cual actualmente realiza labores preparatorias para la implementación del convenio internacional sobre aguas de lastre. Su participación es fundamental al ser ésta la ruta de introducción (véase el capítulo 2) que cotidianamente transporta una enorme cantidad de ejemplares de especies potencialmente invasoras, las cuales tienen o pueden tener impactos importantes sobre infraestructura, actividades productivas, la salud humana y, por supuesto, los ecosistemas y las poblaciones naturales de especies silvestres.

El trabajo coordinado con la Secretaría de Energía (Sener), en particular con la Subsecretaría de Planeación y Transición Energética, será importante para los asuntos relacionados con biocombustibles, ya que, en algunos casos, se realiza la introducción de plantas o algas exóticas con potencial invasivo para generarlos (Raghu *et al.*, 2006). Sin embargo, las políticas y la normatividad están enfocados en la promoción y desarrollo de los bioenergéticos (RLPDB, 2009). Por otra parte, también debiera ser relevante para la Sener el hecho de que algunas EEI podrían afectar la infraestructura de generación de energía, como muestra la información disponible sobre el mejillón cebra (*Dreissena polymorpha*) en relación con las plantas hidroeléctricas (Atheran y Darland, 2007).

La Secretaría de Salud está también involucrada en tanto algunas EEI pueden ocasionar problemas de salud pública, y en particular con la Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios (Cofepris). Es importante establecer líneas de comunicación y estrategias de colaboración que podrían beneficiarse igualmente de la experiencia existente, por la relación que Senasica ha mantenido históricamente. En este sentido, el Programa de Acción sobre Urgencias Epidemiológicas y Desastres, así como los esfuerzos estatales en esta misma línea de acción requieren un sistema de alerta temprana y la participación en el Comité Técnico del Centro Nacional de Vigilancia Epidemiológica y Control de Enfermedades. La Cofepris es además relevante porque actualmente es la encargada de emitir los permisos de importación de plaguicidas, nutrientes vegetales, sustancias o materiales tóxicos o peligrosos, trámite que, en su modalidad b (sustancias toxicas), es requisito para contar con algunos de los compuestos químicos necesarios para labores de control y erradicación.

La Secretaría de Gobernación (Segob) emite permisos necesarios para realizar actividades de control y erradicación en islas, pero además puede colaborar en la vinculación de algunos casos de EEI con el Sistema Nacional de Protección Civil que ella coordina y que cuenta con presencia en las entidades federativas y los municipios. El Centro Nacional de Prevención de Desastres apoya a este sistema en los requerimientos técnicos que su operación demanda, por lo que también parece importante hacerlo partícipe. Vale la pena considerar la probabilidad de que la Segob, como instancia del Poder Ejecutivo encargada de la relación con el Congreso de la Unión, que realiza modificaciones a leyes, tuviera también un papel en lograr este tipo de objetivos.

Las secretarías de Economía y de Hacienda y Crédito Público son relevantes para la creación de instrumentos económicos; la segunda, además, porque revisa el impacto presupuestario de las nuevas regulaciones y porque a cargo de ella, dentro del Servicio de Administración Tributaria, se encuentra la Administración General de Aduanas. La Secretaría de Relaciones Exteriores es la encargada de todas las negociaciones internacionales, por lo que su intervención puede ser de suma importancia. La Secretaría de Educación Pública tiene a su cargo el desarrollo de programas de estudio en los cuales sería importante insertar el tema, para lograr un mayor conocimiento de la problemática y las situaciones cotidianas que contribuyen a ella. También cabe destacar que gracias al apoyo de la SEP destinado a la consolidación de los cuerpos académicos de las universidades públicas se ha logrado establecer y mantener una red sobre especies exóticas acuáticas que ha estado activa durante varios años. Finalmente, el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología brinda apoyo para el desarrollo de redes temáticas de investigación que a la fecha sólo han considerado a las especies que afectan el sector primario mas no a las EEI de

manera más general. No obstante resultaría benéfico por su vínculo con otras redes ya establecidas.

Leyes mexicanas

Existe una gran diversidad de instrumentos legales vinculados al tema de las EEI. Sobresalen entre ellos los ordenamientos sobre recursos naturales/ambientales y los sanitarios (véase el cuadro 2), aunque también es relevante la normatividad de carácter exclusivamente atributivo, como la Ley Orgánica de la Administración Pública Federal (LOAPF, 1976) y los reglamentos internos de distintas dependencias, y la fiscal, como la Ley Federal de Derechos (LFD, 1981), ya sea por algunas de sus disposiciones vigentes o como posibles espacios de incidencia para contribuir desde la esfera jurídica a resolver la problemática de las EEI.

En primer término, dada la jerarquía de nuestro sistema legal, que pone por encima de cualquier ordenamiento nacional e internacional a la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos,[2] es importante tomar en cuenta las bases constitucionales que dan, o deben dar, fundamento a todas las leyes del país y a su aplicación.[3] Aunque no hay referencias directas en el texto constitucional a las EEI, tres artículos contienen las disposiciones que le son más relevantes: el 4º, el 25 y el 27 (CPEUM, 1917).

Los párrafos tercero, cuarto, quinto y sexto del artículo 4° constitucional prevén el derecho de toda persona a la alimentación, a la protección de la salud, a un medio ambiente sano y al agua suficiente y salubre para consumo personal y doméstico. Todos estos derechos, que el Estado mexicano tiene la responsabilidad de garantizar, pueden ser vulnerados de distintas maneras por las EEI. En el mismo párrafo quinto se establece que el daño y deterioro ambiental generarán responsabilidad para quienes los provoquen.

Por su parte, el artículo 25 de la Constitución determina que el Estado debe regir el desarrollo nacional para garantizar que éste sea integral y sustentable. El apoyo e impulso a las empresas sociales y privadas se debe sujetar a las modalidades que dicte el interés público y al uso, en beneficio general, de los recursos productivos, cuidando su conservación y el medio ambiente. Éste es el fundamento para que el gobierno conduzca las actividades productivas y comerciales en el sentido que propone la Estrategia Nacional, al igual que para que las autoridades sanitarias y ambientales intervengan con ese fin.

Finalmente, el artículo 27 constitucional señala que la regulación pública sobre los elementos naturales susceptibles de apropiación (esto incluye los ejemplares de especies silvestres y los ferales) debe hacerse en beneficio social y con objeto de hacer una distribución equitativa de la riqueza pública, cuidar de su conservación, lograr el desarrollo equilibrado del país y el mejoramiento de las condiciones de vida de la población rural y urbana.

En consecuencia, la Constitución general de la República determina que se pueden establecer provisiones, usos, reservas y destinos de tierras, aguas y bosques para preservar y restaurar el equilibrio ecológico, para fomentar actividades económicas en el medio rural y para evitar la destrucción de los elementos naturales y los daños que la propiedad pueda sufrir en perjuicio de la sociedad.

La legislación ambiental y de recursos naturales se caracteriza por estar muy fragmentada. Aun cuando existe la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA, 1988), comúnmente llamada ley ambiental marco, más allá de sus disposiciones relevantes para este tema en materia de evaluación de impacto ambiental (EIA) y de ANP, que cuentan con sus propios reglamentos, las disposiciones más generales sobre recursos naturales son imprecisas en cuanto a las atribuciones y la actuación cotidiana de las distintas autoridades. En realidad cada una de las leyes sobre biodiversidad (de vida silvestre, forestal, pesquera-acuícola y de bioseguridad y organismos genéticamente modificados)[4] están asociadas a diferentes

[2] A partir de la reforma de 2011 al artículo 1º constitucional, están al mismo nivel los tratados internacionales en materia de derechos humanos. Éstos extienden, por así decirlo, la protección constitucional más allá de lo previsto en su propio texto, adoptando el principio pro persona del derecho internacional. Lo anterior hace relevantes los tratados internacionales en materia de derechos económicos, sociales y culturales, así como los de derecho indígena, para posibles conflictos derivados de proyectos de manejo de EEI que afecten de manera directa a poblaciones humanas.

[3] De acuerdo con el principio de legalidad, en México los particulares pueden hacer todo lo que no está prohibido en la ley, y las autoridades sólo pueden hacer lo que ésta expresamente les faculta. Las leyes y las autoridades que las aplican no sólo no pueden ir en contra de la Constitución, sino que deben elaborarse y actuar en estricto apego a los fundamentos constitucionales.

[4] El ámbito de aplicación de la Ley de Aguas Nacionales (LAN, 1992) es exclusivamente el agua y la infraestructura hidráulica, aunque se suele percibir como una herramienta jurídica más amplia vinculada a la biodiversidad asociada.

Cuadro 2. **Resumen de legislación mexicana sobre EEI**

Instrumento legal	*Relación con las EEI*	*Autoridades competentes*	*Vacíos o conflictos*
Ley Federal de Sanidad Animal	Su enfoque principal es la gestión preventiva de la sanidad vinculada con las especies animales en general y con las actividades pecuarias en particular. Desarrolla de manera extensa los aspectos conceptuales y operativos relacionados con el monitoreo y vigilancia, la detección temprana, la respuesta rápida y las acciones de control y erradicación. Regula además los traslados internos y movimientos transfronterizos. Cuenta con disposiciones reglamentarias y otras derivadas (NOM, lineamientos, acuerdos).	Senasica DGSA	Sus disposiciones aplican para todas las especies animales en el territorio nacional, pero algunas de las medidas que prevé pueden no ser adecuadas para la fauna silvestre ya, que se elaboró pensando en ganado.
Ley Federal de Sanidad Vegetal	Su enfoque principal es la gestión preventiva de la sanidad vinculada con la producción primaria de vegetales (agricultura). Desarrolla de manera extensa los aspectos conceptuales y operativos relacionados con el monitoreo y vigilancia, la detección temprana, la respuesta rápida y las acciones de control y erradicación. Regula además los traslados internos y movimientos transfronterizos. Cuenta con disposiciones derivadas (NOM, lineamientos, acuerdos).	Senasica DGSV	Otras leyes como la LGDFS y la LGVS remiten a ella para la regulación de los aspectos sanitarios y probablemente existan vacíos o conflictos por falta de normas específicas.
Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente	Se trata de una ley amplia en materia ambiental. Sus disposiciones más relevantes para EEI: • Establecen el procedimiento de evaluación de impactos y riesgos ambientales en todo el territorio nacional. • Ordenan la existencia de un sistema de ANP. • Determinan la consideración de criterios para la preservación y el aprovechamiento sustentable de la flora y fauna silvestre, y en la protección y conservación de la flora y fauna del territorio nacional contra la acción perjudicial de especies exóticas invasoras, plagas y enfermedades.	Semarnat DGIRA Conanp DGVS	Suele criticarse su aplicación en cuanto a la prevención de impactos y riesgos. Dentro de ANP, sólo para subzonas de recuperación señala el uso preferente de especies nativas o especies compatibles con los ecosistemas originales.
Ley General de Vida Silvestre	• Trata el tema desde julio de 2000 como: a] Ejemplares y poblaciones exóticos, que deben sujetarse a un manejo en confinamiento controlado, definiendo medidas de contingencia en el plan de manejo correspondiente. b] Ejemplares y poblaciones que se tornen perjudiciales, susceptibles de medidas de manejo, control y erradicación/remediación. • Desde las modificaciones de abril de 2010, hace referencia textual a las EEI, enfatizando lo anterior y previendo la publicación de listas y disposiciones para la prevención de su importación, así como para su manejo, control y erradicación. • Establece desde sus orígenes, además, requisitos para el movimiento de ejemplares de especies silvestres en el territorio nacional y para su importación. • Otorga atribuciones a los gobiernos de las entidades federativas, sobre ejemplares y poblaciones ferales.	Semarnat DGVS	Sería conveniente que esta ley relacionara explícitamente los distintos conceptos que incluye vinculados con EEI. Tanto en ella como en su reglamento podrían fortalecerse la prevención, la detección temprana, la respuesta rápida y los mecanismos de control y erradicación.
Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable	• Establece disposiciones en materia de sanidad forestal. • Obliga a la Conafor a establecer un sistema permanente de evaluación y alerta temprana de la condición sanitaria de los terrenos forestales. • Da prioridad a la utilización de especies nativas que "tecnológica y económicamente sean viables" para el desarrollo de plantaciones comerciales y acciones de reforestación.	Semarnat DGGFS Conafor	• Permite establecer plantaciones forestales comerciales con especies exóticas que sustituyan vegetación primaria nativa. • Deja abierta la posibilidad de utilizar especies exóticas para reforestar.
Ley General de Pesca y Acuacultura Sustentables	Permite la introducción de especies que no se distribuyen de manera natural en un cuerpo de agua. Sujeta estas introducciones a ciertos requisitos de información y a que cuenten con certificado sanitario, pero no a un análisis de riesgo propiamente. (Sería importante analizar la aplicación de estas disposiciones, en conjunto con las de impacto ambiental, para ver si las necesidades de análisis de riesgo están cubiertas para EEI.)	Sagarpa Conapesca Inapesca	Se aplica sin considerar la LGVS, que también es aplicable sobre especies cuyo medio de vida total sea el agua (aunque no estén en riesgo) para lograr la conservación o la sustentabilidad.
Ley de Bioseguridad de Organismos Genéticamente Modificados	Regula el régimen de bioseguridad de los OGM, Es relevante ya que este tipo de organismos tiene potencial de convertirse en EEI.	Comisión Intersecretarial de Bioseguridad de los Organismos Genéticamente Modificados, Secretaría de Salud, Sagarpa y Semarnat	Algunos vacíos clave: • Especificaciones técnicas para la evaluación de riesgos. • Monitoreo sobre OGM suficiente antes de otorgar permisos para etapas siguientes de liberación. • Norma para el reconocimiento aduanero de OGM en fronteras.

culturas institucionales y tienen sus propios grupos de interés que cabildean en el Poder Legislativo y en las instituciones responsables del Poder Ejecutivo federal. Por lo anterior, tanto los textos legales como los reglamentarios y la aplicación cotidiana, en muchos aspectos, parecen responder a lógicas distintas.

La LGEEPA fue modificada hace ya más de tres años para hacer referencia expresa a las EEI en el artículo 80, que contiene los criterios para la preservación y el aprovechamiento sustentable de la flora y fauna silvestres; sin embargo, el texto adicionado es más bien discursivo y no brinda elementos para prevenir y resolver los problemas asociados a ellas. Igualmente, este año se introdujo al artículo 46 un último párrafo que prohíbe su introducción en ANP, y una reiteración de la misma prohibición respecto a las ANP establecidas en zonas marinas mexicanas al final del artículo 52.

En disposiciones no referidas explícitamente a EEI, el artículo 47 bis adicionado en 2005 a la LGEEPA y modificado recientemente junto con algunos otros de esta ley establece una delimitación territorial detallada de actividades en las ANP por medio de su zonificación. Aunque se podría llegar a interpretar que este artículo limita las actividades de prevención, control y erradicación de especies invasoras que se pueden realizar, éstas son actividades de conservación, que responden a los requerimientos de preservación y restauración de los ambientes originales que han sido alterados en cualquier categoría de ANP y dentro de cualquier zona o subzona.

Finalmente, la LGEEPA prevé la EIA para la realización de obras y actividades que puedan causar desequilibrio ecológico o rebasar los límites y condiciones establecidos en las disposiciones aplicables para proteger el ambiente y preservar y restaurar los ecosistemas, a fin de evitar o reducir al mínimo sus efectos negativos sobre el medio ambiente. Aunque este instrumento ha mostrado su ineficacia en la práctica para prevenir impactos ambientales de todo tipo,[5] es ahí, en muchos casos, donde se debiera reflejar el análisis de riesgos y las medidas de prevención y mitigación relativas a EEI.

Por su parte, la Ley General de Vida Silvestre (LGVS, 2000) trata el tema de las EEI desde hace más de 13 años como:

a] Ejemplares y poblaciones exóticos que deben sujetarse a manejo en confinamiento controlado, definiendo medidas de contingencia en el plan de manejo correspondiente.
b] Ejemplares y poblaciones que se tornen perjudiciales,[6] susceptibles de medidas de manejo, control y erradicación o remediación.

Desde las modificaciones de abril de 2010, la LGVS hace referencia textual a las EEI, sobre las que define lo anterior, prevé la publicación de listas y disposiciones enfocadas en prevenir su importación, así como para su manejo, control y erradicación.

A diferencia de la mayoría de las leyes referentes a las EEI, la LGVS otorga un papel directo a los gobiernos de las entidades federativas en la atención de los asuntos relacionados con ejemplares y poblaciones ferales. Además de esa facultad conferida de origen por la LGVS a los gobiernos locales, ésta prevé que puedan asumir atribuciones federales mediante la suscripción de convenios o acuerdos de coordinación. Tales convenios han sido suscritos por la Semarnat con los estados de Baja California, Chihuahua, Coahuila, Nuevo León, Sonora y Tamaulipas, e incluyen entre las atribuciones transferidas, en todos los casos, la atención de los asuntos relativos al manejo, control y remediación de problemas asociados a ejemplares y poblaciones que se tornen perjudiciales (Ortiz Monasterio, 2011). Esto significa, al menos, que el trámite de "Autorización para el manejo, control y remediación de problemas asociados a ejemplares o poblaciones que se tornen perjudiciales" se debe realizar ante las autoridades estatales en toda la frontera norte del país y que el "Informe de resultados de la aplicación de las medidas de manejo, control y remediación de ejemplares o poblaciones perjudiciales" también se debe entregar a dichas autoridades. Será importante evaluar los resultados de lo anterior, así como considerar la posibilidad de una coordinación más específica para el tema de EEI

[5] Una muestra de la ineficacia de la EIA, como instrumento de gestión dirigido a prevenir y mitigar impactos ambientales, se puede observar en la costa de Quintana Roo, cuyo desarrollo se ha llevado a cabo principalmente sujeto a este trámite (Rubio *et al.*, 2010).

[6] Aun cuando no se utilizó el concepto de invasividad (las características inherentes de las especies para volverse invasoras en hábitats y ecosistemas naturales), esa definición original ya hace referencia a especies que se distribuyen en el país y no solamente a las especies exóticas para México, además de contar con elementos afines. Se definen como aquellos ejemplares o poblaciones pertenecientes a especies silvestres o domésticas que por modificaciones a su hábitat o a su biología, o que por encontrarse fuera de su área de distribución natural, tengan efectos negativos para el ambiente natural, otras especies o el hombre [*sic*], y por lo tanto requieran la aplicación de medidas especiales de manejo o control.

con gobiernos de otras entidades federativas que tengan interés por alguna problemática que se esté enfrentando en su ámbito territorial.

Aunque esto no se relaciona exclusivamente con las EEI, el Reglamento de la Ley General de Vida Silvestre (RLGVS, 2006) introduce el concepto de "plan de manejo tipo", definido como el plan de manejo elaborado por la Secretaría para homogeneizar el desarrollo de las actividades de conservación, manejo y aprovechamiento sustentable de la vida silvestre en especies o grupo de especies que así lo requieran. Este instrumento puede ser útil para la implementación de la Estrategia Nacional, ya que, mediante un documento base elaborado por el gobierno, los particulares titulares de Unidades de Manejo para la Conservación de Vida Silvestre (UMA) registradas ante la DGVS podrían contribuir al manejo, control y remediación de problemas asociados a EEI e, incluso, en acciones de prevención, sin requerir un esfuerzo o inversión que desincentive su posible participación.

Históricamente, las legislaciones forestal y pesquera han estado dominadas por un enfoque productivo, meramente económico. La Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable (LGDFS, 2003) muestra una clara evolución, ya manifiesta en las últimas versiones de su predecesora, hacia la sustentabilidad tanto social como ambiental[7] y, además del fortalecimiento institucional que generó y sus disposiciones en materia de sanidad forestal, da prioridad a la utilización de especies nativas que "tecnológica y económicamente sean viables" para el desarrollo de plantaciones comerciales y acciones de reforestación. No obstante lo anterior, quedan remanentes de esa historia que son relevantes en la problemática de las EEI.

La Ley General de Pesca y Acuacultura Sustentables (LGPAS, 2007) ha incorporado a su texto el discurso de la sustentabilidad; sin embargo, se interpreta y aplica por autoridades enmarcadas en una institución de enfoque productivo, no ambiental, que responden a presiones de grupos sociales con ese mismo enfoque, a lo cual contribuyó el cambio de sector de las instituciones encargadas de este tema a la Sagarpa, que tuvo lugar en 2000.

La LGPAS, en sus artículos 4º., fracción XXIII; 41, fracción XIII; 89, fracción V, y 96 hace posible otorgar permisos para la introducción de especies que no se distribuyen de manera natural en un cuerpo de agua y sujeta estas introducciones a que cuenten con certificado sanitario, no a un análisis de riesgo. Éste se menciona en la ley en la fracción IX del artículo 29 como parte de las atribuciones del Instituto Nacional de la Pesca (Inapesca) para coadyuvar respecto a la introducción, establecimiento y diseminación de plagas y enfermedades acuícolas, así como en el artículo 114 como elemento para que la Secretaría suspenda la prohibición y condicione la importación o exportación de organismos acuícolas, derivados, alimentos, desechos y despojos, originarios o procedentes de zonas o países que no han sido reconocidos como libres de enfermedades emergentes o endémicas. El análisis de riesgo no aparece en la ley directamente ligado a la introducción de especies vivas en cuerpos de agua de jurisdicción federal, ni a la obtención de un permiso para estos efectos. Sin embargo, el Reglamento de la Ley de Pesca (RLP, 1999), que continúa vigente en todo lo que no se oponga a la LGPAS y que entró en vigor en 2007, señala en su artículo 125 la obligación de presentar, para obtener una autorización de introducción, los siguientes documentos:

- Informe en el que se haga constar que el genoma de la especie correspondiente no alterará el de las especies que habitan el cuerpo de agua de jurisdicción federal donde se pretendan introducir [inciso b) de la fracción II].
- En caso de que las especies a introducir sean de importación, además un estudio con bibliografía de los antecedentes de parasitosis y enfermedades detectadas en el área de origen o de procedencia, así como su historial genético (fracción III).
- En caso de especies que no existan en forma natural en aguas nacionales, además un estudio técnico con bibliografía sobre la biología y hábitos de la especie (fracción IV).
- En caso de que se pretenda introducir especies exóticas, además una descripción del posible efecto de la introducción de la especie sobre la flora y fauna nativas, y en particular la de las especies sujetas a algún régimen de protección especial (fracción V).
- Es necesario estudiar la pertinencia práctica de estos trámites en relación con la EIA, específicamente para evitar problemas asociados a las EEI, así como conocer los retos que presenta la aplicación de la

[7] Esto es producto tanto de la lucha de comunidades rurales forestales en México como de la gestión que sucedió a la Conferencia de las Naciones Unidas sobre Medio Ambiente y Desarrollo que tuvo lugar en Río de Janeiro en 1992.

LGPAS y de las disposiciones reglamentarias. Esto es de especial importancia por los riesgos que ha demostrado y aún representa la acuicultura en términos de extinciones, extirpaciones y daños relacionados con la flora y fauna acuáticas y sus hábitats.

Finalmente, si fuera factible enfocar esta disposición en la protección de la biodiversidad, se abriría un espacio de incidencia para el tema de EEI previsto en la LGPAS, que en su artículo 104 señala que la Secretaría expedirá normas oficiales mexicanas y establecerá medidas de diagnóstico, detección, erradicación, prevención y control para evitar la introducción y dispersión de enfermedades, determinar y clasificar las patologías de alto riesgo, así como para evaluar los daños, restaurar las áreas afectadas y establecer procesos de seguimiento.

La existencia de numerosas disposiciones que se refieren o puedan interpretarse como referidas a las EEI, y de un gran número de instrumentos normativos derivados de estas leyes, no es necesariamente una buena señal, sino la base de políticas públicas fragmentadas y en muchas ocasiones contradictorias que atentan contra el manejo integral u holístico al que muchos especialistas en México hacen referencia. Baste notar la prohibición de la LGVS, que existe desde sus orígenes, de realizar manejo en vida libre de ejemplares y poblaciones exóticos (no sólo exóticos al país, sino aun los de especies nativas de México fuera de su ámbito de distribución natural), y la que se agregó respecto a EEI, contrastada con las posibilidades de "introducción de especies vivas que no existan de forma natural en el cuerpo de agua" e, incluso, de siembra que prevé la LGPAS, para darse cuenta de que ni las instituciones ni las leyes van en el mismo sentido.

Varias de las leyes antes mencionadas hacen referencia a acciones dirigidas a fincar responsabilidades por daños ambientales y a la reparación de daños a cargo de quienes resulten responsables de haberlos ocasionado. La LGVS estableció desde sus orígenes una acción específica por daños a la vida silvestre y sus hábitats, la cual reconoce el interés difuso y ofrece a los demandantes recibir apoyo en este proceso de la institución encargada de la procuración ambiental. La recientemente promulgada Ley Federal de Responsabilidad Ambiental (LFRA, 2013) no reconoce interés difuso ni prevé apoyo de la Procuraduría Federal de Protección al Ambiente (Profepa) a los demandantes, como lo hacía la LGVS, pero puede ser un instrumento legal útil para determinar responsabilidades en la problemática de EEI y buscar la reparación de daños o, en su defecto, compensaciones en favor de la biodiversidad.

Por otra parte, el libro quinto del Código Federal de Procedimiento Civiles (CFPC, 1943), desde octubre de 2011, prevé la posibilidad de iniciar acciones colectivas que posiblemente servirán para la defensa de los derechos difusos de grupos de personas cuyas condiciones de vida sean afectadas por EEI. En todo caso parece importante vincular el tema de responsabilidades al manejo de especies con potencial invasivo, lo cual puede servir como otro instrumento económico para desincentivar la utilización de algunas de ellas o para incentivar mejores prácticas en su manejo.

La Ley de Bioseguridad de Organismos Genéticamente Modificados (LBOGM, 2005) es también muy relevante, considerando que uno de los riesgos a evaluar de los OGM es su potencial invasivo. Ya existen propuestas para lograr un marco de evaluación con medidas eficientes de bioseguridad (Jeschke *et al.*, 2013).

México cuenta con una normatividad sanitaria extensa y consistente que hasta ahora le ha permitido desarrollar un sistema relativamente exitoso, reconocido internacionalmente, de detección temprana y respuesta rápida en el ámbito agropecuario, así como con campañas de control de importantes plagas, enfermedades y epidemias. La aplicación y los contenidos de las leyes federales de Sanidad Animal y Vegetal (LFSA, 2007, y LFSV, 1994), y de las disposiciones que de ellas se derivan, ofrecen oportunidades de aprendizaje importantes para el sector ambiental.

En términos del diseño e implementación de instrumentos económicos, resalta la relevancia de la LFD por la posibilidad recurrente de diseñar e implementar instrumentos económicos que desincentiven la importación y el manejo de EEI que, al mismo tiempo, permitan la generación de recursos para atender la posible gestión de emergencias, el desarrollo de mecanismos de prevención y el monitoreo necesarios para evitar problemas que pueden y suelen derivarse de estas actividades.

Políticas públicas

La historia de la introducción, dispersión y establecimiento de muchas EEI se asocia al apoyo y subsidio por parte de instituciones gubernamentales e internacionales que han promovido ciertas políticas con objetivos productivos o alimentarios.

Hay una variedad de apoyos y proyectos agrícolas, pecuarios, acuícolas e, incluso, forestales que implican riesgos de introducción y establecimiento, con consecuencias potencialmente negativas desde la óptica de las EEI. Es importante poner atención a los programas que otorgan subsidios enfocados en producción primaria, ya que la inversión en bienes de capital estratégicos para equipamiento e infraestructura está vinculada a la producción de forrajes y acuicultura. Los apoyos para la elaboración e integración de proyectos, para lo que la Sagarpa denomina sistemas producto y para el desarrollo de capacidades, igualmente pueden tener incidencia en el uso de EEI.

Las políticas en los distintos niveles de gobierno se suelen modificar con los cambios de administración y, generalmente de manera menos drástica, en forma anual, por lo que es difícil tener una perspectiva completa de las iniciativas que están en marcha. Plantear, en reuniones de trabajo intersecretarial, la conveniencia de reunir esta información podría hacer posible la construcción de una base de datos compartida sobre políticas públicas con estas características y, si se plantean de manera clara las implicaciones económicas, podrían esperarse acuerdos para su alimentación y actualización. El acceso a las autoridades encargadas de la prevención, control y erradicación de EEI les permitiría organizar sus actividades a partir de un conocimiento real del contexto de políticas públicas. También sería posible realizar análisis de costo-beneficio de las políticas considerando mayor información sobre diferentes inversiones, incluidas las relativas a estudios, actividades de detección, alerta, control y erradicación, así como pérdidas asociadas a las invasiones en los estudios económicos.

El Inapesca publica y mantiene actualizada la Carta Nacional Pesquera (ACNP, 2012), que tiene por ley carácter vinculante, aunque no se señala exactamente qué efecto práctico debe tener en el otorgamiento de concesiones, sino más bien documenta la situación de las pesquerías. También publica y mantiene actualizada la Carta Nacional Acuícola (ACNA, 2013), en la cual se señala la invasividad de algunas especies aunque, por ley, ésta sólo tiene para la autoridad carácter consultivo y orientador. Ambos instrumentos son fuentes importantes de información y señalan la falta de sustentabilidad de estas actividades, sin embargo; esto no parece tener ningún efecto práctico.

Desde la perspectiva de las políticas favorables a la atención de la problemática de EEI, la Estrategia Nacional abona al desarrollo de algunas acciones propuestas en la iniciativa más amplia de la Conabio sobre el capital natural (Sarukhán *et al.,* 2012).

La DGSV del Senasica cuenta con el Programa de Vigilancia Epidemiológica Fitosanitaria, que es permanente y de enfoque preventivo. En el marco de éste, el Sistema Coordinado para el Manejo de Plagas Reglamentadas y su Epidemiología (SCOPE) toma en cuenta algunos criterios de relevancia ecológica al establecer prioridades y, para ello, la comunicación con Semarnat es fundamental, al igual que las oportunidades de aprendizaje.

Por su parte, la Dirección General de Sanidad Animal (DGSA) participa en la Comisión México-Estados Unidos para la Prevención de la Fiebre Aftosa y otras Enfermedades Exóticas de los Animales (CPA), enfocada en la protección de las especies animales terrestres y acuícolas ante enfermedades y plagas exóticas, emergentes o reemergentes que afecten el patrimonio pecuario y la salud pública. Se atienden reportes de enfermedades exóticas sospechosas que registran la ciudadanía o el personal en campo, para dar un diagnóstico oportuno. En caso de detectar una enfermedad exótica, se lleva a cabo la ejecución de operativos de emergencia mediante el Dispositivo Nacional de Emergencia de Sanidad Animal (Dinesa).

La DGSA-CPA desarrolló el Sistema de Información Nacional de Enfermedades Exóticas y Emergentes (Sinexe), una plataforma informática para la notificación y vigilancia epidemiológica de las enfermedades exóticas, emergentes o reemergentes, así como para el registro y análisis de toda información relacionada con el seguimiento de las investigaciones llevadas a cabo en campo.

El Senasica cuenta con una sólida infraestructura para el diagnóstico en apoyo a sus programas sobre enfermedades y plagas exóticas, de la que forma parte una red de laboratorios fortalecida por la relación del servicio con instituciones nacionales de investigación. Aunque su enfoque no es sobre EEI que afectan la biodiversidad, en algunos casos las prioridades pueden coincidir, especialmente al existir espacios de trabajo interinstitucionales. Un ejemplo es la afectación por bacterias que está causando mortalidades de hasta 90% en las granjas camaronícolas del Pacífico mexicano, a raíz de la cual este año hubo una amplia colaboración interinstitucional de Conapesca, Inapesca y Senasica, por lo que incluso dentro de cada sector existen ventanas de oportunidad para mejorar la coordinación y el trabajo colaborativo.

La Conafor tiene entre sus atribuciones el realizar los trabajos de sanidad forestal cuando éstos no se ejecuten por los responsables técnicos forestales o cuando exista riesgo grave de alteración o daños al ecosistema forestal.

Otra iniciativa que existe desde la entrada en vigor de la LGVS, hace ya más de 13 años, es el Subsistema Nacional de Información sobre la Vida Silvestre (Sunivs), regulado en los artículos 48 y 49 de esta ley como parte del Sistema Nacional de Información Ambiental y de Recursos Naturales a que se refiere la LGEEPA. Según la propia LGVS, este subsistema se debe coordinar con el Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad (SNIB) y estar a disposición de los interesados. Se han presentado barreras en el progreso del Sunivs, lo cual dificulta la atención eficaz de las EEI que afectan la biodiversidad en México, por lo que deben aprovecharse oportunidades para propiciar su desarrollo en las áreas en que se identifican las principales necesidades respecto a las EEI y en cumplimiento de lo previsto por la ley, para lo cual, de acuerdo con la DGVS, es de la mayor trascendencia actualizar información en el módulo de gestión (atender la carga histórica) y continuar con los avances para lograr la firma electrónica que permitirá una gestión y actualización automatizada de esta parte del Sunivs.

CONCLUSIONES

Es clara la importancia de elaborar y promover adecuaciones al marco legal para la atención de la problemática de las EEI. En este proceso conviene privilegiar las adecuaciones que puedan realizarse desde el Poder Ejecutivo, dejando para procesos legislativos (por naturaleza más complejos) sólo las que así lo requieran para ser suficientemente sólidas desde el punto de vista jurídico.

Entre las adecuaciones normativas que podrían servir para fortalecer y armonizar las disposiciones vigentes más relevantes para atender el problema de las EEI en el medio acuático está la publicación de un acuerdo secretarial con la lista de EEI prevista en la LGVS, así como la elaboración de un proyecto de acuerdo secretarial para la formalización y organización del trabajo en un comité técnico, para su publicación en el *Diario Oficial de la Federación* (*DOF*). También es importante hacer obligatorio el intercambio de información y la colaboración del Sistema Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agropecuaria y Alimentaria con la Conabio y otros actores en el tema de EEI (véase el cuadro 1).

Se sugiere impulsar un instrumento económico de carácter fiscal que contribuya a prevenir o reducir riesgos por EEI mediante una adición a la LFD, además de elaborar propuestas con la participación de todos los actores involucrados para atender problemas prácticos, que den solidez jurídica a las acciones de la Estrategia Nacional en forma de cambios legales o reglamentarios sobre la vida silvestre, lo forestal y las actividades acuícolas, con el fin de fortalecer el enfoque preventivo, la detección temprana y la respuesta rápida.

Será también necesario que las herramientas de análisis de riesgo sean un instrumento obligatorio estandarizado en la normatividad ambiental, apoyándose en ejemplos de las instituciones sanitarias y de otros países (véanse los capítulos 6 y 7), así como desarrollar, a partir de casos concretos, un modelo para la prevención y el control comunitario de EEI relevantes para la biodiversidad y los servicios ambientales, el cual podrá cristalizarse en normas ejidales o comunitarias, conforme a la legislación agraria.

No obstante, hay que tomar en cuenta que realizar reformas legales puede dar la impresión de que el problema está solucionado sin que así sea; un ejemplo claro es el establecer prohibiciones, como si de manera automática e inmediata éstas tuvieran efectos. Las modificaciones y adiciones pertinentes a los instrumentos jurídicos constituyen un paso importante, pero es fundamental conseguir consensos gubernamentales y sociales sobre tales reformas, así como homologar los contextos de interpretación de la ley.

Aunque se trata de una materia eminentemente a cargo del gobierno federal, será importante considerar la participación de los gobiernos de los estados fronterizos, específicamente aquellos del norte del país, ya que cuentan con atribuciones sobre ejemplares y poblaciones ferales y han asumido por convenio, conforme a lo previsto en la LGVS, las funciones de atención de los asuntos relativos a problemas asociados a ejemplares y poblaciones que se tornen perjudiciales, entre otras. Los estados fronterizos del sur del país necesitarían suscribir los convenios de colaboración internacionales para tratar las EEI en condiciones transfronterizas.

Algo a lo que se suele restar importancia es el papel de actores que no forman parte del gobierno:

a] Instituciones académicas y de investigación, en la generación del conocimiento necesario para enten-

der las invasiones biológicas (procesos, vías de introducción, impactos) y mejorar la gestión para la prevención, manejo y control.

b] Organizaciones de la sociedad civil, al colaborar en diversas acciones locales, y contribuir en la comunicación y educación ambiental sobre EEI.

c] Sector privado y social, en aportar información, realizar un manejo adecuado, prevenir riesgos, realizar actividades de control, transmitir los riesgos asociados a las EEI y ofrecer mejores prácticas de prevención.

Tomando seriamente en consideración lo anterior y dando prioridad a la coordinación intra e interinstitucional, se podría lograr un contexto más favorable para la atención de la problemática asociada a las EEI y hacer posible en esta materia la indispensable pero generalmente ausente eficacia de la legislación mexicana.

Agradecimientos

A Jordan Golubov, Roberto Mendoza y Patricia Koleff, quienes, a pesar de su apoyo y valiosos comentarios para conformar este capítulo, no figuran como autores. Asimismo, agradezco especialmente a Georgia Born-Schmidt y Brad Auer, así como a Ana Isabel González, Pablo Navarro, Carlos Álvarez, Gustavo Torres, Karina Sánchez y demás personas que hicieron comentarios a la versión del informe para la preparación del proyecto “Fortalecimiento de las capacidades nacionales para la implementación de la Estrategia Nacional de Especies Invasoras”, en el cual se basa este capítulo.

REFERENCIAS

AAMSF. 2012. *Acuerdo sobre la aplicación de medidas sanitarias y fitosanitarias*. Organización Mundial del Comercio. Disponible en: <*www.wto.org/spanish/tratop_s/sps_s/spsagr_s.htm*> (consultado en agosto de 2013).

ACNA. 2013. Acuerdo mediante el cual se aprueba la actualización de la Carta Nacional Acuícola. Publicado en el DOF el 9 de septiembre de 2013. Disponible en: <*www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5313326&fecha=09/09/2013*>.

ACNP. 2012. Acuerdo por el que se da a conocer la Actualización de la Carta Nacional Pesquera. Publicado en el DOF el 24 de agosto de 2012. Disponible en: <*http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5265388&fecha=24/08/2012*> y <*http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5265390&fecha=24/08/ 2012*> (consultado en agosto de 2013).

Atheran, J., y T. Darland. 2007. Bonneville Hydroelectric Project Response Plan for Zebra Mussels (*Dreissena polymorpha*). Pacific States Marine Fisheries Commission. Disponible en: <*www.aquaticnuisance.org/wordpress/wp-content/uploads/2009/01/Bonneville%20Hydroelectric.pdf*> (consultado en septiembre de 2013).

CDB. 1993. *Convenio sobre la Diversidad Biológica*. Publicado en el DOF el 7 de mayo de 1993. Disponible en: <*www.cbd.int/doc/legal/cbd-es.pdf*> (consultado en agosto de 2013).

CDB. 2012. *Convenio sobre la Diversidad Biológica. Country Profiles. United States of America:* <*www.cbd.int/countries/?country=us*> (consultado en septiembre de 2013).

CCA. 2013. *Especies exóticas invasoras*, Comisión de Cooperación Ambiental de América del Norte. Disponible en: <*www.cec.org/Page.asp?PageID=122&ContentID=25011&SiteNodeID=600&AA_SiteLanguageID=3*> (consultado en septiembre de 2013).

CCPMMAZF. 1984. Convenio entre los Estados Unidos Mexicanos y los Estados Unidos de América sobre Cooperación para la Protección y Mejoramiento del Medio Ambiente en la Zona Fronteriza. Publicado en el DOF el 22 de marzo de 1984. Anexos y modificaciones publicados hasta mayo de 1996. Disponible en: <*www.ordenjuridico.gob.mx/Publicaciones/CDs2010/CDForestal/pdf/A35.pdf*> (consultado en agosto de 2013).

CCPR. 1995. Código de Conducta para la Pesca Responsable. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Roma. Disponible en: <*www.fao.org/docrep/005/v9878s/v9878s00.htm*> (consultado en agosto de 2013).

CFPC. 1943. Código Federal de Procedimientos Civiles. Publicado en el DOF el 24 de febrero de 1943. Última actualización, 9 de abril de 2012. Disponible en: <*www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/6.pdf*> (consultado en agosto de 2013).

CICGALSB. 2007. Convenio Internacional para el Control y la Gestión del Agua de Lastre y los Sedimentos de los Buques. Aprobación del Senado publicada en el DOF el 18 de diciembre de 2007. Disponible en: <*www.cep.unep.org/meetings-events/11th-igm/bw-convention-spanish.pdf*> (consultado en septiembre de 2013).

CIPF. 1976. Convención Internacional de Protección Fitosanitaria. Publicada en el DOF el 16 de julio de 1976. Último texto revisado, publicado el 30 de noviembre de 2000. Disponible en: <*www.ippc.int/sites/default/files/documents/20130603/1034340753484_spippc_201304232117es_2013060311%3A04_61.52%20KB.pdf*> (consultada en agosto de 2013).

CITES. 1992. Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres. Publicada en el DOF el 6 de marzo de 1992. Disponible en: <*www.cites.org/esp/disc/text.php*> (consultada en agosto de 2013).

CITES. 2004. Comercio de Especies Exóticas Invasoras. Conferencia de las Partes de la Convención. Disponible en: <*www.cites.org/esp/res/all/13/S13-10R14.pdf*> (consultada en septiembre de 2013.

CNUDM. 1983. Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar. Publicada en el DOF el 1 de junio de 1983.

Disponible en: <*www.un.org/depts/los/convention_agreements/texts/unclos/convemar_es.pdf*> (consultada en agosto de 2013).

Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras. 2010. *Estrategia nacional sobre especies invasoras en México, prevención, control y erradicación*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad – Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.

CPEUM. 1917. Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos. Última actualización el 19 de julio de 2013. Disponible en: <*www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/1.pdf*> (consultada en agosto de 2013).

CR. 1986. Convención Relativa a los Humedales de Importancia Internacional Especialmente como Hábitat de Aves Acuáticas (Convención de Ramsar). Publicada en el *DOF* el 29 de agosto de 1986. Últimas enmiendas publicadas el 28 de enero de 1993. Disponible en: <*www.ramsar.org/cda/es/ramsar-documents-texts-convention-on/main/ramsar/1-31-38%5E20671_4000_2*> (consultada en agosto de 2013).

FAO. 1990. Glosario de términos fitosanitarios. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Disponible en: <*www.fao.org/docrep/w3587e/w3587e03.htm*> (consultado en agosto de 2013).

FAO. 2000. Desarrollo de la acuicultura más allá del año 2000: La Declaración y Estrategia de Bangkok: <*www.fao.org/docrep/003/x7483s/X7483s02.htm#P927_56399*> (consultado en septiembre de 2013).

Jeschke, J.M., F. Keesing y R.S. Ostfeld. 2013. Novel organisms: Comparing invasive species, GMOs, and emerging pathogens. *Ambio* **42**:541-548.

LAN. 1992. Ley de Aguas Nacionales. Publicada en el *DOF* el 1 de diciembre de 1992. Última reforma publicada el 7 de junio de 2013. Disponible en: <*www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/16.pdf*> (consultada en agosto de 2013).

LBOGM. 2005. Ley de Bioseguridad de Organismos Genéticamente Modificados. Publicada en el *DOF* el 18 de marzo de 2005. Disponible en: <*www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/LBOGM.pdf*> (consultada en agosto de 2013).

LFD. 1981. Ley Federal de Derechos. Publicada en el *DOF* el 31 de diciembre de 1981. Última reforma publicada el 28 de diciembre de 2012. Disponible en: <*www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/107.pdf*> (consultada en agosto de 2013).

LFRA. 2013. Ley Federal de Responsabilidad Ambiental. Publicada en el *DOF* el 7 de julio de 2013. Disponible en: <*www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/LFRA.pdf*> (consultada en agosto de 2013).

LFSA. 2007. Ley Federal de Sanidad Animal. Publicada en el *DOF* el 25 de julio de 2007. Ultima reforma publicada el 7 de junio 2012. Disponible en: <*www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/lfsa.pdf*> (consultada en agosto de 2013).

LFSV. 1994. Ley Federal de Sanidad Vegetal. Publicada en el *DOF* el 5 de enero de 1994. Última reforma publicada 16 de noviembre 2011. Disponible en: <*www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/117.pdf*> (consultada en agosto, 2013).

LGDFS. 2003. Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable. Publicada en el *DOF* el 25 de febrero de 2003. Última actualización el 7 de junio de 2013. Disponible en: <*www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/259.pdf*> (consultada en agosto de 2013).

LGEEPA. 1988. Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente. Publicada en el *DOF* el 28 de enero de 1988. Última reforma publicada el 7 de junio de 2013. Disponible en: <*www.diputados/gob.mx/LeyesBiblio/pdf/148.pdf*> (consultada en agosto de 2013).

LGPAS. 2007. Ley General de Pesca y Acuacultura Sustentables. Publicada en el *DOF* el 24 de julio de 2007. Última actualización, 7 de junio de 2012. Disponible en: <*www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/LGPAS.pdf*> (consultada en agosto de 2013).

LGVS. 2000. Ley General de Vida Silvestre. Publicada en el *DOF* el 3 de julio de 2000. Última actualización, 7 de julio de 2013. Disponible en: <*www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/146.pdf*> (consultada en agosto de 2013).

LOAPF. 1976. Ley Orgánica de la Administración Pública Federal. Publicada en el *DOF* el 29 de diciembre de 1976. Última actualización, 2 de abril de 2013. Disponible en: <*www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/153.pdf*> (consultada en agosto de 2013).

Ortiz Monasterio, A. 2011. La administración descentralizada de algunos aspectos del manejo de la vida silvestre en México: síntesis del proceso y marco jurídico, en O. Sánchez *et al.* (eds.) *Temas sobre conservación de vertebrados silvestres en México*. Instituto Nacional de Ecología, México, pp. 335-349.

PCSB. 2003. Protocolo de Cartagena sobre Seguridad de la Biotecnología, del Convenio sobre la Diversidad Biológica. Protocolo publicado en el *DOF* el 28 de octubre de 2003. Disponible en: <*www.cbd.int/doc/legal/cartagena-protocol-es.pdf*> (consultado en septiembre de 2013).

Raghu, S., R.C. Anderson, C.C. Daehler, A.S. Davis, R.N. Wiedenmann, D. Simberloff y R.N. Mack. 2006. Adding biofuels to the invasive species fire? *Science* **313**:1742.

RLGVS. 2006. Reglamento de la Ley General de Vida Silvestre. Publicado en el *DOF* el 30 de noviembre de 2006. Disponible en: <*www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/regley/Reg_LGVS.pdf*> (consultado en agosto de 2013).

RLP. 1999. Reglamento de la Ley de Pesca. Publicado en el *DOF* el 29 de septiembre de 1999. Última actualización publicada el 28 de enero de 2004. Disponible en: <*www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/regley/Reg_LPesca.pdf*> (consultado en agosto de 2013).

RLPDB. 2009. Reglamento de la Ley de Promoción y Desarrollo de los Bioenergéticos. Publicado en el *DOF* el 18 de junio de 2009. Disponible en: <*www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/regley/Reg_LPDB.pdf*> (consultado en septiembre de 2013).

Rubio, E., M. Murad y J.V. Rovira. 2010. Crisis ambiental en la costa de Quintana Roo como consecuencia de una visión limitada de lo que representa el desarrollo sustentable. *Argumentos* **23**(63):161-185.

Sarukhán, J., *et al*. 2012. *Capital natural de México: Acciones estratégicas para su valoración, preservación y recuperación*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.

11 LA ESTRATEGIA NACIONAL DE ESPECIES INVASORAS

Roberto Mendoza Alfaro,* Patricia Koleff Osorio,
Francisco Espinosa-García y Jordan Golubov Figueroa

* Autor para recibir correspondencia: <roberto.mendoza@yahoo.com>

Mendoza, R. , P. Koleff, F. Espinosa-García y J. Golubov. 2014. La Estrategia Nacional de Especies Invasoras, en R. Mendoza y P. Koleff (coords.), *Especies acuáticas invasoras en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, pp. 185-207.

RESUMEN

México posee una amplia gama de recursos asociados a los ambientes acuáticos, que contribuyen significativamente a las actividades productivas y hay una preocupación creciente sobre el impacto potencial que tiene la introducción de especies exóticas invasoras (EEI). En 2010 se publicó la Estrategia Nacional de Especies Invasoras, que provee una guía para diferentes actores sociales para enfrentar las EEI, aunque apenas se consolidan los esfuerzos para dar seguimiento a las metas y los alcances planteados en dicha estrategia. Esta colaboración se centra en las acciones estratégicas transversales, principalmente aquéllas referentes a legislación y normatividad. A pesar del compromiso del país, con base en acuerdos internacionales y recientemente nacionales, aún no hay lineamientos claros para la prevención, control y erradicación de las EEI. No obstante, existen regulaciones que podrían ser adaptadas con facilidad para las EEI y que facilitarían la implementación de la Estrategia Nacional. La mayor parte de la regulación nacional se enfoca en la prevención y metodológicamente existen opciones que pueden ser usadas y adaptadas, por ejemplo, para incluir los patógenos y parásitos de EEI. La investigación y el aumento de capacidades son acentuados en el esquema legal vigente. Por otra parte, hay varios componentes de la Estrategia Nacional que no han sido considerados (por ejemplo, hibridación y cambio climático global), por lo que es esencial concertar los esfuerzos de todos los sectores para impulsar la educación ambiental y adoptar medidas con enfoque ecosistémico, entre otros aspectos, para que la Estrategia Nacional pueda alcanzar un liderazgo claro en el control de las EEI.

ABSTRACT

Mexico owns a vast range of water related resources linked to aquatic environments that contribute significantly to commercial activities and there is a concern about the potential impact related to the introduction of invasive alien species (IAS) to these areas. The National Strategy on Invasive Species was published in 2010 establishing the guidelines that should be followed by diverse stakeholders to deal with IAS, however the collective effort to follow-up on the goals and achievements of this national strategy is just now being seen.

Nevertheless the existing regulation can be easily adapted to include invasive species and that would facilitate the implementation of the National Strategy. Most national regulations are aimed towards prevention and, methodologically, there are options that can be used and adapted, for example, to include pathogens and parasites linked to IAS. Research and capacity building are accentuated in the current legal framework. In addition, there are several components of the National Strategy that have not been considered (for example, hybridization and global climate change), so that it is essential to solidify efforts from every sector to promote environmental education and to adopt ecosystem level measures, among other aspects, so that the National Strategy can reach a clear leadership in the control of IAS.

INTRODUCCIÓN

El potencial de los recursos hidrológicos de México es enorme, ya que cuenta con aproximadamente 11 000 km de litorales, 1.3 millones de hectáreas de aguas continentales y 1.5 millones de hectáreas de aguas protegidas (Conabio, 2008). Hay numerosas actividades comerciales relacionadas con el medio acuático (por ejemplo, la pesca, la acuicultura, el transporte, la exploración petrolera, etc.) que lamentablemente en ocasiones se convierten en vías de introducción de especies exóticas (Darrigran, 2006). Además, la construcción de embalses ha continuado creciendo y éstos han sido especialmente susceptibles a la introducción de especies exóticas nocivas (Mendoza *et al.*, 2009). Este tipo de cuerpos de agua no solamente funcionan como hábitat propicio para las invasiones biológicas acuáticas; la perturbación causada por su construcción también abre la puerta a invasiones de plantas, como ha ocurrido en China (Ding *et al.*, 2008). Junto con las actividades comerciales y de construcción. Adicionalmente, la descarga intencional de contaminantes y la infiltración y los lixiviados de agroquímicos aumentan la susceptibilidad de los ambientes acuáticos a las invasiones biológicas.

Por ello, dichas actividades requieren especial atención y es imprescindible un impulso decidido y dirigido, que permita que su desarrollo se lleve a cabo en forma equilibrada con el entorno ambiental, socioeconómico y cultural. De aquí que resulte impostergable la elaboración y aplicación de políticas públicas que conduzcan a un mayor cuidado del medio ambiente. En el caso de las especies invasoras, el camino a seguir está especificado en una serie de compromisos detallados en la Estrategia Nacional de Especies Invasoras (Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras, 2010) –a la que en adelante nos referiremos como Estrategia Nacional–, que diversos sectores gubernamentales y académicos se comprometieron a cumplir. Como signatario del Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB), México ha asumido diversos compromisos para proteger la biodiversidad y promover su desarrollo sustentable. Esto implica que la implementación del Convenio "debe considerar el desarrollo humano para cubrir sus necesidades de seguridad alimentaria, medicinas, aire puro y agua dulce, vivienda y un medio ambiente limpio y saludable para vivir" (CDB, 2012). El artículo 8h del CDB establece que las Partes "impedirán que se introduzcan, controlarán o erradicarán las especies exóticas que amenacen a los ecosistemas, hábitats o especies". Este compromiso, sin embargo, no se encontraba entre las prioridades "de atención", a pesar de ser un problema global que tiene impactos locales en la biodiversidad, la salud humana, las culturas y economías nacionales. Al respecto, Perrault y Muffet (2002) mencionan cinco aspectos clave: 1] prevenir la introducción de especies invasoras; 2] crear capacidades para prevenir futuras introducciones; 3] exigir responsabilidad y rendición de cuentas entre los actores privados; 4] exigir responsabilidad internacional por los daños causados por especies invasoras, y 5] facilitar la cooperación y coordinación entre países.

La necesidad de contar con una estrategia para México surge de una demanda para coordinar las acciones, establecer metas y generar sinergias con una visión nacional. Desde hace varias décadas, México ha tenido iniciativas individuales sobre temas de especies invasoras, pero sólo hasta hace poco ha podido conformar un marco general que permite vincular la investigación con dicho marco y la integración con la sociedad. Para conocer el grado de avance de una estrategia nacional es necesario evaluar los avances en el cumplimiento de los compromisos que ha adquirido México, y así poder identificar las prioridades y crear o adecuar las herramientas e instrumentos existentes (legales, comerciales y de investigación). En este trabajo se presenta un análisis de las acciones estratégicas transversales contenidas en la Estrategia Nacional, con especial énfasis en el medio acuático.

Las acciones transversales de la Estrategia Nacional están agrupadas en cinco grandes temas: 1] legislación y normatividad; 2] desarrollo de capacidades; 3] coordinación; 4] divulgación y comunicación, y 5] conocimiento e información. Todas estas acciones estratégicas deben guiarse por los principios de la Estrategia Nacional. La legislación y normatividad tiene injerencia en mayor o menor medida en los demás grupos de acciones, por lo que este análisis destacará el marco legal.

MARCO LEGAL

México es signatario de la mayoría de los acuerdos internacionales aplicables a las especies invasoras; entre ellos, como ya se indicó, se encuentra el CDB, pero también destacan la Convención de Ramsar sobre los Humedales, la Convención sobre el Derecho del Mar, la Convención Internacional de Protección Fitosanitaria

(CIPF, 1952) y el Acuerdo sobre la Aplicación de Medidas Sanitarias y Fitosanitarias (SPS Agreement) de la Organización Mundial de Comercio (WTO, 2012), entre otros (Cornett y Álvarez, 2009). Además, México es signatario, desde 1958, de la Organización Marítima Internacional, dentro de la cual se establece el Convenio Internacional para el Control y Manejo de Agua de Lastre y Sedimentos de los Barcos, adoptado en 2004; sin embargo, este convenio aún no entra en vigor (IMO, 2012).[1]

En el contexto regional México es miembro de la Organización Norteamericana de Protección a las Plantas (NAPPO), que es la representante regional ante la CIPF; esta convención establece estándares fitosanitarios regionales aplicables a la exportación e importación de material vegetal y cuenta, desde 2006, con un panel sobre especies invasoras. La NAPPO ha colaborado en estrategias binacionales para la erradicación de especies en toda la franja fronteriza y actúa como mediador en asuntos fitosanitarios en la región, en cuyo ámbito están todas las plantas, tanto terrestres como acuáticas.

Uno de los esfuerzos más significativos en el ámbito regional ha sido el trabajo de la Comisión para la Cooperación Ambiental (CCA) de América del Norte, que ha desempeñado un papel central para promover la investigación y el desarrollo del inventario de especies invasoras en México y en las directrices para elaborar el análisis de riesgo para especies invasoras acuáticas.

En términos legales, el 16 de febrero de 2010 se dio un paso muy importante en relación con el marco legal de las especies invasoras en el país (*DOF*, 2010). En las reformas y adiciones a diversas disposiciones de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA) y la Ley General de Vida Silvestre (LGVS) no sólo queda definido qué es una especie exótica invasora (que estrictamente faltaba en las disposiciones legales anteriores y complicaba el poder ejercer lineamientos sin un marco legal específico), sino que queda explícitamente establecida la prohibición de su liberación o introducción en los ecosistemas naturales, así como su movimiento dentro del territorio nacional. Entre las reformas está establecida la obligatoriedad de realizar listas oficiales de especies exóticas invasoras que forman parte de la base científica necesaria para su monitoreo, control y erradicación, y conocer sus efectos sobre los ecosistemas. Pese a lo anterior, aún no se tiene una regulación específica sobre la prevención (mecanismos, criterios generales de análisis de riesgo), manejo (tipos de manejo integrado y su aplicación dentro de los diferentes tipos de ecosistemas) y erradicación (estrategias y planes de erradicación y respuesta temprana) de las especies invasoras. No obstante, contamos con una serie de leyes, reglamentos y normas que pueden ser complementarios y se puede aprovechar la capacidad técnica, financiera y estructural ya existente en diferentes unidades administrativas de gobierno para contrarrestar el efecto negativo de las invasiones. Aun así tenemos esfuerzos en muchas ocasiones contrapuestos entre dependencias del Estado (Comisión Nacional del Agua, Dirección General de Vida Silvestre, Comisión Nacional Forestal, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, Comisión Nacional de Pesca, Dirección General de Sanidad Animal), que hacen difícil la homologación de criterios para especies invasoras.

La Estrategia Nacional establece metas concretas que han sido contrastadas con artículos diversos de leyes y reglamentos que atañen directamente a las invasiones biológicas en el medio acuático, o que podrían modificarse en menor o mayor medida para regular estas invasiones (Apéndice).

Dentro de éstos destacan la Ley General de Pesca y Acuacultura Sustentables (LGPAS) y su Reglamento (modificado en 2007), la Carta Nacional Acuícola (CNA, publicada en 2012), la Ley de Aguas Nacionales (LAN, con sus reformas, adiciones y derogaciones de 2004 y 2008), la Ley Federal de Sanidad Animal (LFSA, publicada en 2007) y su Reglamento (modificado en 2012) (RLFSA), la Ley Federal del Mar (LFM, publicada en 1986), la Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (LGEEPA), la Ley General de Vida Silvestre (LGVS) y todas aquellas normas que legislen en materia acuática, de recursos naturales y su aprovechamiento. También se consideró el reglamento interno de la Semarnat y la Política Ambiental Nacional para el Desarrollo Sustentable de Océanos y Costas (PANDSOC) de esta misma secretaría. Asimismo, se consideran el CDB, el Código de Conducta para la Pesca Responsable (FAO-CCPR), aprobado a escala global por los países miembros de la FAO en octubre de 1995, la Declaración de Bangkok (FAO-DB), adoptada por 66 países en 2000, la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar (CNUDM) y la Convención Internacional de Especies de Flora y Fauna en Peligro (CITES), todas suscritas por México.

[1] La Convención entrará en vigor 12 meses después de su ratificación por 30 Estados, que representan 35% del tonelaje mercante del mundo. Hasta julio de 2011, 28 Estados habían ratificado la Convención (25.43% de dicho tonelaje).

Además se mencionan, cuando es el caso, los avances o acciones prioritarias realizadas dentro del marco de la Estrategia Nacional, así como algunos de los proyectos en proceso de elaboración o necesarios para concretarlos.

EVALUACIÓN Y RETOS

El ámbito internacional

De la información analizada (Apéndice) se puede concluir que existe un marco legal internacional para enfrentar el problema que representan las especies invasoras en el medio acuático. Sin embargo, sigue siendo necesario concertar tratados bilaterales en ambas fronteras, consistentes o consensuados con las autoridades respectivas de los países vecinos, para tener medidas de prevención y control equivalentes, considerando que los países pertenecen a la misma ecorregión. Un ejemplo es el manejo de agua de lastre, para el que Estados Unidos exige el intercambio a medio océano a todos los navíos, incluyendo los mexicanos, que llegan a sus costas, mientras que en México no se ha tomado ninguna medida de reciprocidad con los barcos de Estados Unidos, independientemente de dónde vengan; hay que recordar que puertos de ese país, como el de San Francisco, California, está, entre los más invadidos del mundo. Otro ejemplo son las medidas de control de plantas invasoras en el río Bravo, en donde dependencias de Estados Unidos han introducido de manera unilateral carpa herbívora (*Ctenopharyngodon idella*) y han utilizado herbicidas e introducido agentes de control biológico contra *Tamarix* spp., sin consultar a las autoridades mexicanas, a pesar de lo estipulado en códigos de conducta responsable, como el de la FAO. No cabe duda de que se debe tener un marco normativo claro en el ámbito nacional, con lo que las decisiones unilaterales internacionales disminuirán, promoviendo un mejor manejo de especies invasoras en la zona fronteriza. Es sin duda de suma importancia promover convenios con los países vecinos (Estados Unidos, Guatemala y Belice) para la no introducción de especies exóticas en las cuencas con responsabilidad compartida (ríos Colorado, Bravo, Suchiate, Hondo), junto con investigación sobre impacto ambiental y programas de manejo conjunto de especies invasoras prioritarias.

El ámbito nacional

Es indudable que el mayor número de reglamentos y leyes se concentra en el área de prevención, incluyendo diferentes normativas que exigen análisis de riesgo y certificados sanitarios. La existencia de varias disposiciones que cabe interpretar dentro del marco de las EEI puede llevar a la atomización, fragmentación y contradicción de las políticas públicas. Estos reglamentos definitivamente deben aprovecharse para evitar las introducciones de especies invasoras. Sobre este aspecto existe una gran paradoja dentro de la Sagarpa, ya que mientras la Carta Nacional Acuícola, elaborada por el Inapesca, detalla el grado de invasividad de algunas especies (carpa, tilapia, bagre, trucha, langosta australiana, rana toro) y establece directrices según la actividad, como el establecimiento de medidas de bioseguridad, certificación sanitaria, evaluación de impacto ambiental, implementación de estrategias preventivas (HACCP) etc., la Conapesca se vanagloria de haber sembrado varias decenas de millones de crías en el medio ambiente natural, principalmente de tilapia y carpa (Anuario Estadístico de Pesca, 2010) (reconocidas como invasoras establecidas en vida libre), todo ello a pesar de que entre las atribuciones de la Comisión se encuentra coordinar la política nacional en materia de aprovechamiento racional y sustentable de los recursos pesqueros y acuícolas. Mientras no exista la suficiente sensibilidad medioambiental en esta Comisión, nuestros recursos nativos seguirán en riesgo. De hecho, si existiera voluntad, se podrían aprovechar algunas leyes y reglamentos (LGPAS y su Reglamento, principalmente) para la sustitución de especies exóticas por nativas. En este mismo sentido, las NOM de manejo de grandes y pequeños embalses no sólo permiten el uso de especies invasoras, sino que casi obligan a ello, sin tomar en cuenta las especies nativas de importancia comercial ni el impacto ecológico o social.

En general hay pocas normativas en torno al control y erradicación, pero las existentes se deberían aprovechar para el tema de especies invasoras acuáticas.

Aunque una parte de la legislación reconoce que deben atenderse los problemas de contaminación y perturbación que aumentan la susceptibilidad de los sistemas acuáticos a las invasiones biológicas, hay poco avance en ese sentido y la mayoría de las acciones se dirigen a organismos invasores. Así que es un gran reto fomentar el manejo integral (holístico) de los ambientes acuáticos y sus cuencas.

Patógenos y parásitos

Por otra parte, ante la gran incidencia de patógenos y parásitos en el medio ambiente acuático, es importante establecer programas de cuarentena con bases científicas sólidas para peces de acuarismo y aquellos usados para el fomento de pesquerías artesanales, que garanticen un estado sanitario libre de parásitos para los peces que se distribuyan. Un aspecto clave es la existencia de una estructura sólida para la detección de patógenos, parásitos y plagas, y para la coordinación institucional, que no es aprovechada para el tema de las especies invasoras. Sobre este aspecto vale la pena reflexionar por qué se tratan los patógenos y parásitos como especies invasoras y por qué no se les da el trato a las especies invasoras que se les da a los patógenos y parásitos. Esta equivalencia permitiría ampliar de manera muy significativa el marco legal. En relación con esto, en el CDB se discutió en 2008 que al no existir estándares internacionales para abordar los riesgos de invasión asociados al comercio de peces ornamentales, se podría aprovechar el marco regulatorio del Acuerdo Sanitario y Fitosanitario de la Organización Mundial de Comercio (WTO-SPS; WTO, 2012). Dentro de este acuerdo la Convención Internacional de Protección de Plantas (IPPC) contempla medidas fitosanitarias para plantas y semillas y se cubren las plagas (especies invasoras). Por otra parte, la IPPC cuenta con protocolos de análisis de riesgo bien establecidos, controles en fronteras y regulaciones para exportación e importación. El mandato de la IPPC incluye no sólo la agricultura, sino también el medio ambiente. Relacionado con esta consideración, se discutió el papel que podría desempeñar la Organización Internacional de Sanidad Animal (OIE), ya que ésta también es reconocida por el WTO-SPS, y aunque su mandato incluye únicamente medidas sanitarias para enfermedades cuarentenarias, cuenta con análisis de riesgo bien establecidos y varios de los patógenos considerados por esta organización están igualmente catalogados como especies invasoras. Dentro de este contexto se sugirió, por una parte, que la OIE expandiera su lista de patógenos con la finalidad de incluir un mayor espectro de enfermedades de animales, incluyendo aquellas que sólo afectan a la fauna silvestre. Por otra parte, se consideró la pertinencia de que la OIE ampliara su mandato, de manera que no sólo se ocupara de enfermedades sino también de especies invasoras (zoonosis) que pudieran tener impactos sobre la salud animal (lo que incluiría depredación, competencia y desplazamiento). De esta manera, y bajo el esquema de la WTO-SPS, quedarían cubiertas tanto plantas como animales, considerando que esto tendría un contexto internacional sujeto a una regulación comercial.

Hay varias leyes y reglamentos (de nuevo, la LGPAS y su Reglamento, principalmente) en los que se habla de la importancia de la bioseguridad, aunque en la realidad son pocas las operaciones comerciales acuícolas con sistemas de bioseguridad operantes. Ante la falta de medidas terapéuticas efectivas y de vacunas para varios patógenos, la única opción actual es la profilaxis y exclusión de patógenos en las granjas. Esto implica sembrar larvas de origen certificado, libres de patógenos, la instalación de filtros que eviten la entrada de crustáceos microscópicos a la estanquería y la desinfección del agua de los reservorios antes de la introducción a los estanques.

Fomento de investigación y generación de capacidades

Es notable que dentro del marco legal muy pocas leyes que fomenten la investigación y la creación de capacidades. A pesar de esto, se inició desde hace algunos años la investigación sobre la introducción de especies invasoras acuáticas, gracias a la sensibilidad de algunas instituciones (Conacyt, Conabio, Sagarpa), y actualmente las investigaciones van en aumento, tal como se ve reflejado en el número creciente de foros en los que se presentan ponencias sobre especies invasoras y la existencia de al menos una red interinstitucional de académicos trabajando en torno a las acuáticas. No obstante, la investigación dirigida a asuntos ambientales específicos requiere, de forma permanente y creciente, recursos financieros que, además de las fuentes internas, debe, complementarse con el apoyo de fuentes externas, como agencias de financiamiento, iniciativa privada y fundaciones. En cuanto al desarrollo de capacidades, éste también se ha incrementado gracias al buen entendimiento entre la academia y las instituciones gubernamentales. Aunque existen mecanismos de financiamiento mixto, éstos no están dirigidos específicamente a las especies invasoras. Sin embargo, con ligeras modificaciones a algunas leyes (Reglamento de Pesca y Ley de Aguas Nacionales) se podrían obtener fondos, en particular para contingencias ocasionadas por la invasión de especies de alto impacto.

Existe un modesto avance en la identificación de las vías de invasión y este tipo de análisis se debería extender a las actividades realizadas en el Pacífico mexicano y las aguas continentales, con énfasis en la identificación y priorización de las principales vías de

introducción de especies invasoras de alto impacto. También existen mecanismos de vigilancia y trazabilidad que deberían ser aprovechados para las especies invasoras, con modificaciones a algunas leyes (Ley Federal de Sanidad Animal, Ley General de Pesca y Acuacultura Sustentables). A este respecto deberían aprovecharse estos instrumentos para implementar la "denominación de origen" y evitar así la translocación de especies nativas dentro del territorio nacional, e instituir al mismo tiempo la siembra de especies nativas cultivadas únicamente dentro de las cuencas y subcuencas en las zonas de origen de las mismas.

Vacíos legales

En ninguna parte de la legislación se mencionan los riesgos de hibridación ni el componente genético, por lo que es imperativo incluir en la ley el rechazo a las siembras de especies en áreas que contengan especies de los mismos géneros, para evitar el riesgo de hibridación. Esto lleva consigo la inversión en investigación taxonómica que potencialmente puede ser articulada con el proyecto del código de barras de la vida.[2]

En general existen pocas normativas en torno al control y erradicación, pero las existentes se deberían aprovechar para el tema de especies invasoras. En el ambiente terrestre, los comités estatales de sanidad vegetal de Senasica unen a la sociedad civil con la dependencia gubernamental y están capacitados no sólo para el monitoreo sino que también existen ya los protocolos generales de erradicación de muchas especies.

Algo lamentable es la casi inexistencia de mecanismos para integrar la participación de la sociedad y ésta debe ser una de las áreas prioritarias para que avance el tema, por lo que se deben redoblar esfuerzos en la difusión y educación (también incipientes) sobre las especies invasoras. Al igual que el caso de las plantas invasoras (Espinosa-García, 2009), la conciencia sobre las especies invasoras acuáticas en México es muy limitada, y se concentra principalmente en unas cuantas dependencias gubernamentales y pocos académicos. Además, hay secretarías de Estado encargadas de la construcción de obras públicas de gran envergadura, como caminos, puertos o presas hidroeléctricas, que no han incorporado protocolos de manejo de especies invasoras que inevitablemente se asocian a sus actividades de construcción. Un gran reto es incorporarlas a la Estrategia Nacional.

Hay esfuerzos muy locales, pero es sumamente raro que se integre a la población en el cuidado y manejo de su entorno. Programas de ciencia ciudadana como los que existen ya en Canadá (*http://www.citizenscientists.ca*) y en Estados Unidos (*http://www.birds.cornell.edu/citsci*) que han tenido eco en México, son algunos ejemplos de vinculación con el sector social, ya existente en México desde hace años.

Poco sabemos de los efectos que tienen actualmente las especies invasoras y aún menos considerando los posibles efectos del cambio climático. En la legislación actual no hay ninguna referencia que relacione las especies acuáticas invasoras con el cambio climático (sólo Ramsar lo considera). Este importante factor deberá ser tomado en cuenta, sobre todo ante la estrecha relación existente entre cambio climático y especies invasoras. Esto sólo es un reflejo de la poca presencia e interés de los diferentes sectores (académico, gubernamental, organizaciones de la sociedad civil), barreras que esperamos desaparezcan en un futuro cercano para las especies invasoras.

Finalmente, existen varios retos en el futuro próximo para cumplir a cabalidad las metas de la Estrategia Nacional para el año 2020. Entre ellos se encuentran la falta de continuidad en los programas de algunas secretarías, lo que implicará nueva capacitación del personal involucrado y la sensibilización de los nuevos directivos, ante una incertidumbre presupuestaria; también el sensible tema del aprovechamiento comercial de especies invasoras como medida de control, la valoración económico-social de las consecuencias de las invasoras de alto impacto, la importancia del monitoreo constante en zonas de riesgo, o la transferencia transparente de información a todos los sectores de la sociedad.

¿CÓMO IMPLEMENTAR LA ESTRATEGIA?

La estrategia nos permitirá avanzar en las prioridades con acciones coordinadas, desde una plataforma común y consensuada de instituciones y sectores clave de la sociedad para alcanzar la visión planteada. Es necesario tener en cuenta que, para empezar acciones a partir de una estrategia que involucra varias metas a largo plazo, se requieren al menos cinco años para organizar y alinear estratégicamente a las instituciones que usualmente tienen atribuciones "fragmentadas", o incluso antagónicas, para atender los problemas asociados con las invasiones biológicas, tal como ha mostrado

[2] <*http://conabioweb.conabio.gob.mx/htdocsmb*>.

la experiencia de poner en práctica estrategias en otras partes del mundo (Gelderblom *et al*., 2003). En la siguiente década, México deberá consolidar sus sistemas de prevención, control y erradicación, de manera que los impactos negativos de las especies invasoras se reduzcan significativamente.

Si bien es cierto que se ha considerado como fundamental para su implementación la pertinencia del marco legal para el ambiente acuático, hay otros actores clave en la academia y la sociedad civil que pueden contribuir a superar las dificultades de monitoreo y obtener el conocimiento que permita tomar decisiones informadas, y sobre todo prevenir la introducción de nuevas especies o su control temprano. Por ello, el desarrollo de capacidades (en el ámbito estatal y local) y los programas de educación ambiental enfocados en especies invasoras en todos los niveles tendrán un papel central.

Las herramientas para prevenir nuevas introducciones de organismos, reducir la velocidad de dispersión, así como el intercambio de las mejores prácticas en el control de invasiones biológicas son un paso esencial para optimizar la inversión requerida y no duplicar esfuerzos (p. ej., Genovesi, 2001; Wittenberg y Cock, 2001).

Adoptar una modalidad de gestión integral de ecosistemas, y particularmente del agua, con base territorial en un sistema de cuencas, tiene implicaciones en la organización político-institucional, con una delimitación espacial que compromete una capacidad de organización a escala local, nacional y regional. Para alcanzar este objetivo, es fundamental realizar un esfuerzo coordinado, con claro liderazgo y voluntad, para evaluar y ordenar el conjunto de acciones que prevengan, controlen y eliminen los impactos de las diversas actividades económicas de los individuos y empresas u organismos estatales sobre la biodiversidad, particularmente en términos de pérdida, deterioro, contaminación y fragmentación de hábitat, así como por extracción, explotación e introducción de especies. De esta sinergia surgiría, por ejemplo, la priorización de zonas de control y la caracterización de zonas libres de especies invasoras. Sin duda, la estrategia deberá ser dinámica y adaptarse al contexto según surjan nuevos retos, y también según se vayan cumpliendo metas y objetivos. Ello requiere que las acciones sean evaluadas de manera constante, para que la estrategia se adapte y actualice, particularmente ante retos importantes e inmediatos como el cambio climático y la conservación de los ecosistemas más vulnerables.

Agradecimientos

Nuestro profundo agradecimiento a Ana Isabel González, Georgia Born-Schmidt e Ignacio March por sus comentarios al documento. También queremos agradecer a A. Ortiz Monasterio por haber enriquecido el manuscrito y señalar aspectos legislativos que no habíamos considerado.

REFERENCIAS

CDB. 2012. Convenio sobre la Diversidad Biológica: <*www.cbd.int/convention/about.shtml*> (consultada en julio 2012).

CDB. 1992. Convenio sobre la Diversidad Biológica. 1992. Artículo 8: Conservación *in situ*. Organización de las Naciones Unidas. Disponible en: <*www.cbd.int/doc/legal/cbd-es.pdf*> (consultada en agosto 2012).

CCA. 2012. Big Bend-Río Bravo collaboration for transboundary landscape conservation/North American invasive species network. Comisión para la Cooperación Ambiental de América del Norte, Montreal: <*www.cec.org/Page.asp?PageID=924 yContentID=25024*> (consultada en julio de 2012).

CIPF. 1952. Convención Internacional de Protección Fitosanitaria: <*www.ippc.int/index.php?L=1*> (consultada en junio de 2012).

CITES. 1975. Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres: <*www.cites.org/esp/disc/what.shtml*> (consultada en abril de 2011).

CNUDM. 1982. Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar: <*www.un.org/Depts/los/convention_agreements/texts/unclos/convemar_es.pdf*> (consultada en agosto de 2012).

Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras. 2010. Estrategia nacional sobre especies invasoras en México, prevención, control y erradicación. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad – Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.

Conabio. 2013. Biodiversidad mexicana: <*www.conabio.gob.mx/web/maestros_SyP.html*>.

Conabio. 2008. *Capital natural de México,* vol. I: *Conocimiento actual de la biodiversidad*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.

Conabio-Conanp. 2010a. Taller de Estrategia Regional para la atención del pez león, Cancún, 27-28 de agosto de 2010: <*www.icriforum.org/sites/default/files/ICRI-Lionfish-Workshop-Summary-SP.pdf*>.

Conanp. 2010b. Programa de alerta temprana y control del pez león (*Pterois* sp.) Dirección Regional de Yucatán y Caribe Mexicano (DRPYCM), Comisión Nacional de Áreas Protegidas: <*http://intranet.sisal.unam.mx/avisos_actuales_files/Programa%20de%20alerta%20temprana%20y%20control%20del%20%E2%80%9CPez%20Leo%CC%81n%E2%80%9D%20(Pterois%20sp).pdf*>.

Conanp. 2008. Programa anual de control de especies invasoras: <*www.biodiversidad.gob.mx/corredor/cbmm/DOC/41_502.pdf*>.

Cornett, V., y P. Álvarez. 2009. Resumen sobre la normatividad de las especies invasoras. Recuadro 6.1, pp. 288-289, en A. Aguirre Muñoz, R. Mendoza Alfaro *et al.* (eds.), Especies exóticas invasoras: impactos sobre las poblaciones de flora y fauna, los procesos ecológicos y la economía, en *Capital natural de México,* vol. II: *Estado de conservación y tendencias de cambio.* Conabio, México, pp. 277-318.

Darrigran, J.O. 2006. Gobernabilidad de los recursos hídricos y las bioinvasiones, en J.O. Darrigran y C. Damborenea (eds.), *Bio-invasión del mejillón dorado en el continente americano*. Edulp, La Plata, pp. 143-154.

Ding, J., R.N. Mack, P. Lu, M. Ren y H. Huang. 2008. China's booming economy is sparking and accelerating biological invasions. *BioScience* **58**:317-324.

DOF. 1986. Ley Federal del Mar. *Diario Oficial de la Federación*, 9 de enero de 1986: <*www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/124.pdf* > (consultada en junio de 2012).

DOF. 1992. Ley de Aguas Nacionales. *Diario Oficial de la Federación*, 1 de diciembre de 1992. Última reforma publicada el 8 de junio de 2012: <*www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/16.pdf*> (consultada en junio de 2012).

DOF. 1998. Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente. *Diario Oficial de la Federación,* 28 de enero de 1988. Última reforma publicada el 4 de junio de 2012.

DOF. 2000. Ley General de Vida Silvestre. *Diario Oficial de la Federación* el 3 de julio de 2000. Última reforma publicada el 6 de junio de 2012: <*www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/146.pdf*> (consultada en julio de 2012).

DOF. 2006. Reglamento Interior de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Última reforma publicada en el *Diario Oficial de la Federación*: <*www.ine.gob.mx/descargas/reg_semarnat.pdf*> (consultada en junio 2012).

DOF. 2007a. Ley General de Pesca y Acuacultura Sustentables. *Diario Oficial de la Federación*, 24 de julio de 2007. Última reforma publicada el 7 de junio de 2012: <*www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/LGPAS.pdf*> (consultada en julio de 2012).

DOF. 2007b. Ley Federal de Sanidad Animal. *Diario Oficial de la Federación,* 25 de julio de 2007. Última reforma publicada el 7 de junio de 2012: <*www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/LFSA.pdf*> (consultada en junio de 2012).

DOF. 2010. Ley General de Vida Silvestre. Decreto por el que reforman y adicionan diversas disposiciones de la LEEGPA y de la LGVS. *Diario Oficial de la Federación*, 6 de abril de 2010.

DOF. 2011. Carta Nacional Acuícola. *Diario Oficial de la Federación*. 31 de enero de 2011: <*www.inapesca.gob.mx/portal/documentos/publicaciones/2011/SAGARPA_CNA.pdf*>

Espinosa-García, F.J. 2009. Invasive weeds in Mexico: Overview of awareness, management and legal aspects, en S.J. Darbyshire y R. Prasad (eds.), *Proceedings of the Weeds Across Borders 2008 Conference*. May 27-30, 2008, Banff, Alberta. Alberta Invasive Plants Council, Lethbridge, pp. 17-29.

FAO. 2000. Informe de la consulta de expertos sobre el propuesto subcomité de acuicultura del comité de pesca. Apéndice F: La Declaración y Estrategia de Bangkok. Bangkok, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura: <*www.fao.org/docrep/003/x7483s/X7483s02.htm#P927_56399*> (consultada en junio de 2012).

FAO. 1995. Código de Conducta para la Pesca Responsable. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Actualizado: <*ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/005/v9878s/v9878s00.pdf*> (consultada en julio, 2012).

Gelderblom, C.M., B.W. van Wilgen, J.L. Nel, T. Sandwith, M. Botha y M. Hauck. 2003. Turning strategy into action: Implementing a conservation action plan in the Cape Floristic Region. *Biol. Conserv.* **112**(1-2):291-297.

Genovesi, P. 2001. Guidelines for eradication of terrestrial vertebrates: A European contribution to the invasive alien species issue. Other Publications in Wildlife Management. Paper 24. University of Nebraska-Lincoln.

IMO. 2012. Organización Marítima Internacional: <*www.imo.org/Pages/home.aspx*> (consultada en agosto de 2012).

Mendoza R., N. Arreaga, J.E. Hérnandez, V. Segovia, I. Jasso y D. Pérez. 2012. Aquatic invasive species in the Río Bravo/Laguna Madre ecoregion. Comisión para la Cooperación Ambiental de América del Norte. Montreal.

Mendoza, R.E., B. Coudmore, R. Orr, J. Fisher, S. Contreras, W. Courtenay, P. Koleff, N. Mandrak, P. Álvarez, M. Arroyo, C. Escalera, A. Guevara, G. Greene, D. Lee A. Orbe, C. Ramírez y O. Stabridis. 2009. Trinational risk assessment guidelines for aquatic invasive species: Test cases for Snakeheads (Channidae) and Armored Catfishes (Loricariidae) in North American inland waters. Commission for Environmental Cooperation (J. Fisher, ed.) Montreal.

Perrault, A., y W.C. Muffet. 2002. Turning of the tap: A strategy to address international aspects of invasive alien species. *Review of European Community & International Environmental Law* **11**(2):211-224.

Ramsar. 1971. The Ramsar Convention on Wetlands. Resolution VII.14: Invasive species and wetlands: <*www.ramsar.org/cda/en/ramsar-documents-resol-resolution-vii-14/main/ramsar/1-31-107%5E20830_4000_0*> (consultada en junio de 2012).

Sedagro. 2011. Secretaría de Desarrollo Agropecuario del Gobierno del Estado de Morelos (2011), Comité de Sanidad Acuícola, Libro guía como apoyo a la acuacultura Morelense, Boletín 153.

Semarnat. 2006. Política ambiental nacional para el desarrollo sustentable de océanos y costas: estrategias para su conservación y uso sustentable. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales: <*www.semarnat.gob.mx/temas/ordenamientoecologico/Documents/documentos%_20integracion/oceanos_costas_semarnat.pdf*> (consultada en julio de 2012).

Wittenberg, R., y M.J.W. Cock. 2001. Invasive alien species: A toolkit of best prevention and management practices. CAB International, Wallingford, Oxon, UK.

WTO. 2012. Medidas sanitarias y fitosanitarias: acuerdo sobre la aplicación de medidas sanitarias y fitosanitarias. Organización Mundial del Comercio: <*www.wto.org/spanish/tratop_s/sps_s/spsagr_s.htm*> (consultada en julio de 2012).

APÉNDICE

Objetivos y metas de la Estrategia Nacional de Especies Invasoras y su relación con la actual normatividad (columna izquierda) y los avances y acciones emprendidas (columna derecha). Cuando la normatividad no aplica, se indica al final (entre paréntesis y en cursivas) su potencial ampliación y aplicación en relación con las especies invasoras. Las metas se plantean cumplir en 2020. Véanse siglas y acrónimos en la página 14.

Objetivo estratégico 1

Prevenir, detectar y reducir el riesgo de introducción, establecimiento y dispersión de especies invasoras

Meta 1.1. *Marco jurídico nacional e internacional implementado para regular la introducción y el manejo de especies invasoras y de aquéllas con potencial invasivo en el país*

CDB (1992)

Cada Parte contratante, en la medida de lo posible y según proceda:

Artículo 8 inciso h. Impedirá que se introduzcan, controlará o erradicará las especies exóticas que amenacen a ecosistemas, hábitats o especies.

Ramsar

Resolución VII.14. Sobre especies invasoras y humedales. Insta a las partes a:

d) revisar las medidas jurídicas e institucionales, en virtud de la Resolución VII.7 y, cuando sea necesario, adoptar la legislación y los programas para prevenir la introducción de especies exóticas nuevas y peligrosas para el medio ambiente en sus jurisdicciones y el movimiento o comercio de tales especies dentro de sus jurisdicciones.

Resolución VIII.18. Sobre especies invasoras y humedales. Insta a las partes a hacerse cargo de los problemas que plantean las especies invasoras en ecosistemas de humedales de manera decisiva y holística, haciendo uso, cuando proceda, de las herramientas y la orientación desarrollada por diversas instituciones y procesos, incluyendo las correspondientes directrices o principios adoptados en virtud de otras convenciones.

20. Insta a todas las partes contratantes con humedales compartidos, sistemas fluviales y zonas marino-costeras a cooperar plenamente en la prevención y alerta temprana en los humedales transfronterizos, erradicación y control de especies invasoras, aplicando las directrices para la cooperación internacional bajo la Convención de Ramsar (manual 9).

21. Insta además a todas las partes contratantes a trabajar estrechamente con sus puntos focales de contrapartes nacionales para el CDB, la Convención de la ONU para la lucha contra la desertificación, el programa del hombre y la Biosfera (MAB) de la UNESCO, la Organización Marítima Internacional (OMI) y otros en el desarrollo e implementación de políticas nacionales, estrategias y respuestas de la administración a las amenazas de las especies exóticas invasoras y para asegurar que la prevención, erradicación y control de dichas especies estén plenamente incorporados en la legislación nacional y en las políticas de biodiversidad de los humedales nacionales, estrategias y planes de acción, aplicando las directrices Ramsar para examinar leyes e instituciones, para promover la conservación y uso racional de los humedales (manual 3) y directrices para el desarrollo y aplicación de políticas nacionales de humedales (manual 2).

CITES (1975)

Resolución 13-10 (Rev. Cop. 14). Considerando que las especies exóticas pueden representar importantes amenazas a la biodiversidad, y que es probable que las especies de fauna y flora se introduzcan en nuevos hábitats como resultado del comercio internacional;

La Conferencia de las partes en la Convención recomienda que las partes:

a) tengan en cuenta los problemas de las especies invasoras al redactar leyes y reglamentos nacionales sobre el comercio de especímenes vivos de animales o plantas;

b) consulten con la autoridad del país de importación propuesto, siempre que sea posible y cuando proceda, al examinar las exportaciones de especies potencialmente invasoras a fin de que determinen si existen medidas internas para reglamentar dichas importaciones; y

c) consideren las posibilidades de sinergia entre la CITES y el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB) y la oportunidad de una cooperación y colaboración adecuadas entre ambas convenciones sobre la cuestión de la introducción de especies exóticas potencialmente invasoras.

FAO

FAO-DB (2000)

Sugiere el desarrollo, armonización y aplicación de políticas adecuadas y eficaces, nacionales, regionales e interregionales, así como marcos regulatorios adecuados en lo concerniente a la introducción y movimiento de animales acuáticos vivos y de productos para reducir los riesgos de introducción, establecimiento y propagación de agentes patógenos de animales acuáticos y los impactos resultantes sobre la biodiversidad acuática.

Lineamientos de análisis de riesgo trinacionales (Canadá-Estados Unidos-México) (Mendoza *et al.*, 2009) y se están calibrando otros análisis de riesgo en los ámbitos regional (NAPPO) e internacional (FISK).

Documentación y listados de especies invasoras para disposición de todos los sectores.

Herramienta para la identificación y priorización de especies invasoras.

Identificación de regiones vulnerables.

Colaboración inicial internacional en los humedales transfronterizos (CCA, 2012).

NRMF 32. Evaluación del riesgo de plagas que se consideren cuarentenarias para especies vegetales que son utilizadas para plantar (NAPPO, 2008). Esta herramienta debe ser adoptada por los países signatarios de la NAPPO; puede aplicarse a malezas acuáticas invasoras.

FAO-CCPR (1995)
9.2. Desarrollo responsable de la acuicultura, incluida la pesca basada en el cultivo de recursos acuáticos vivos dentro de los ecosistemas acuáticos transfronterizos.
9.2.1. Los Estados deberán proteger los ecosistemas acuáticos transfronterizos, apoyando las prácticas de acuicultura responsable dentro de su jurisdicción nacional y cooperando en el fomento de prácticas acuícolas sostenibles.
9.2.2. Los Estados, en el debido respeto de sus Estados vecinos y con base al derecho internacional, deberían velar por la selección de especies, la localización y la gestión responsables de las actividades acuícolas que pudieran afectar a los ecosistemas acuáticos transfronterizos.
9.2.3. Los Estados deberán consultar con sus Estados vecinos, cuando proceda, antes de introducir especies no indígenas en los ecosistemas acuáticos transfronterizos.
9.3.1. Los Estados deberán conservar la diversidad genética y mantener la integridad de las comunidades y ecosistemas acuáticos mediante una ordenación adecuada. En particular, deberán tomarse medidas para reducir al mínimo los efectos perjudiciales de la introducción de especies no nativas o poblaciones alteradas genéticamente utilizadas en la acuicultura.
9.3.3. Los Estados, con el fin de reducir al mínimo los riesgos de transmisión de enfermedades y otros efectos negativos para las poblaciones silvestres y cultivadas, deberán alentar la adopción de prácticas adecuadas en el mejoramiento genético de los reproductores, la introducción de especies no nativas y la producción, venta y transporte de huevos, larvas o crías, reproductores u otros materiales vivos. Los Estados deberán facilitar la preparación y aplicación de los códigos nacionales de prácticas y procedimientos apropiados a tal efecto.

CNUDM (1982)
Artículo 196. Sobre la utilización de tecnologías o introducción de especies extrañas o nuevas
Los Estados tomarán todas las medidas necesarias para prevenir, reducir y controlar la contaminación del medio marino causada por la utilización de tecnologías bajo su jurisdicción o control, o la introducción intencional o accidental en un sector determinado del medio marino de especies extrañas o nuevas que puedan causar en él cambios considerables y perjudiciales.
Este artículo no afectará a la aplicación de las disposiciones de esta Convención relativas a la prevención, reducción y control de la contaminación del medio marino.

LGEEPA (*DOF*, 1998)
Artículo 80. IV. La protección y conservación de la flora y fauna del territorio nacional, contra la acción perjudicial de especies exóticas invasoras, plagas y enfermedades, o la contaminación que pueda derivarse de actividades fitopecuarias.

LGVS (*DOF*, 2000)
Artículo 3. XVI. Ejemplares o poblaciones que se tornen perjudiciales. Aquellos pertenecientes a especies silvestres o domésticas que por modificaciones a su hábitat o a su biología, o que por encontrarse fuera de su área de distribución natural, tengan efectos negativos para el ambiente natural, otras especies o el hombre, y por lo tanto requieran de la aplicación de medidas especiales de manejo o control.
Artículo 5. En la formulación y la conducción de la política nacional en materia de vida silvestre se observarán, por parte de las autoridades competentes, los principios establecidos en el artículo 15 de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente. Además dichas autoridades deberán prever:
VII. Los procesos para la valoración de la información disponible sobre la biología de la especie y el estado de su hábitat; para la consideración de las opiniones de los involucrados y de las características particulares de cada caso, en la aplicación de medidas para el control y erradicación de ejemplares y poblaciones perjudiciales, incluyendo a los ferales, así como la utilización de los medios adecuados para no afectar a otros ejemplares, poblaciones, especies y a su hábitat.

LFSA
Artículo 6. Son atribuciones de la Secretaría:
I. Prevenir la introducción al país de enfermedades y plagas que afecten a los animales y ejercer el control zoosanitario en el territorio nacional sobre la movilización, importación, exportación, reexportación y tránsito de animales, bienes de origen animal y demás mercancías reguladas. (Cabe en el marco de las especies invasoras).
XXX. Suscribir los acuerdos interinstitucionales que sean necesarios para lograr la armonización internacional de las medidas zoosanitarias.

LAN
Artículo 8. Son atribuciones del Secretario del Medio Ambiente y Recursos Naturales:
I. Proponer al Ejecutivo Federal la política hídrica del país. (*Se podría aprovechar para que existiera un enfoque hacia las especies invasoras*).
Artículo 9. XVIII. Establecer las prioridades nacionales en lo concerniente a la administración y gestión de las aguas nacionales y de los bienes nacionales inherentes a que se refiere la presente Ley. (*Se podría aprovechar para que se priorizarán las especies invasoras*).
Artículo 14 bis 5 IX. La conservación, preservación, protección y restauración del agua en cantidad y calidad es asunto de seguridad nacional, por tanto, debe evitarse el aprovechamiento no sustentable y los efectos ecológicos adversos. (*Cabe el enfoque de especies invasoras*).

Convenio Internacional para el Control y la Gestión del Agua de Lastre y los Sedimentos de los Buques. La Secretaría de Comunicaciones y Transportes promovió ante la Organización Marítima Internacional, la participación de México en el proyecto que desarrolla el Programa Global para la Gestión de Agua de Lastre (GloBallast) gef/pnud/omi, que tiene como objetivo ayudar a países a reducir la transferencia de organismos acuáticos patógenos y especies invasoras en naves; la ejecución de los esquemas de la omi; y, preparar la puesta en práctica de la nueva Convención del Agua del Lastre. (*Aún es necesario adecuar varios instrumentos legales existentes*).

Meta 1.2. *Información científica y técnica relevante, oportuna y accesible que genere capacidades en diversos sectores para atender las prioridades relacionadas con las especies invasoras*

Ramsar (1971)

Resolución VII.14. Sobre especies invasoras y humedales. Insta a las partes a:

a) preparar, dentro de sus jurisdicciones, un inventario de especies exóticas en los humedales y evaluarlo con el fin de identificar y priorizar aquellas que plantean una amenaza para los humedales y especies de humedales (evaluación de riesgos) y aquellas que pueden ser adecuadamente controladas o erradicadas;

e) desarrollar capacidades para la identificación de las especies exóticas nuevas y peligrosas para el medio ambiente (incluidas las que se están probando para uso agrícola y hortícola) y la promoción y aplicación de la legislación y de prácticas de buen manejo.

LGPAS

Artículo 2. VIII. Apoyar y facilitar la investigación científica y tecnológica en materia de acuacultura y pesca. (*Debería aprovecharse para realizar un análisis de costo/beneficio de las especies cultivadas con potencial invasivo*).

Artículo 17. IV. Que la investigación científica y tecnológica se consolide como herramienta fundamental para la definición e implementación de políticas, instrumentos, medidas, mecanismos y decisiones relativos a la conservación, restauración, protección y aprovechamiento sustentable de los recursos pesqueros y acuícolas.

Artículo 28. VI. Desarrollar investigación en materia de sanidad e inocuidad acuícola y pesquera. (*Se debería incluir de manera explícita un enfoque sobre especies invasoras*).

LFSA

Artículo 6. Son atribuciones de la Secretaría:

XLII. Promover y orientar la investigación en materia de sanidad animal o de buenas prácticas pecuarias de bienes de origen animal;

Cursos nacionales e internacionales sobre análisis de riesgo y otras estrategias de prevención (*e.g.*, HACCP), para el gobierno, la industria y el público general. Se han impartido más de 10 talleres y han sido capacitadas más de 250 personas.

Elaboración de fichas técnicas sobre 485 especies invasoras acuáticas, con información sobre riesgo, distribución, características taxonómicas, etc.

La Conabio y el Conacyt han abierto convocatorias relacionadas con investigación sobre especies invasoras (30 proyectos entre 2006 y 2012).

Inclusión de especies invasoras en el *curricula* de instituciones de educación superior, ya sea como materias específicas o dentro de las materias en la UANL y en el Posgrado en Ciencias Biológicas de la UNAM.

La Conabio ha desarrollado el Sistema Nacional de Información sobre especies invasoras en México, en el que se conjunta la información de listados, fichas técnicas, análisis de riesgo de especies invasoras en México y de la literatura sobre el origen, rutas de introducción e impactos.

Base de datos de Unidades de Producción Acuícolas (Inapesca) en las que, entre otras cosas, se detallan las especies que se cultivan y la incidencia de enfermedades.

Meta 1.3. *Vías de introducción y dispersión identificadas y vigiladas para las especies invasoras de mayor riesgo*

LFSA

Artículo 6. Son atribuciones de la Secretaría:

XLVII. Establecer y coordinar el Sistema Nacional de Vigilancia Epidemiológica, así como el Sistema de Trazabilidad.

XLVIII. Establecer y coordinar las actividades de vigilancia epidemiológica activa o pasiva en unidades de producción, centros de acopio, centros de investigación, laboratorios de diagnóstico, lugares de exhibición, predios de traspatio, rastros u otros establecimientos donde se realicen actividades reguladas por esta Ley. (*Adaptable a las especies invasoras*).

LFSA

Artículo 35. La Secretaría para salvaguardar la sanidad del país, en coordinación con la Secretaría de Comunicaciones y Transportes y la Secretaría de Hacienda y Crédito Público, vigilará la importación de las mercancías a que se refiere el artículo 24 de la Ley por los puntos de entrada, tales como:

Aeropuertos de tránsito internacional;

Puertos marítimos de tránsito internacional, y

III. Aduanas por las que se introduzcan personas o vehículos de cualquier tipo.

Se han realizado análisis de vías para la identificación de las rutas de introducción de invasoras de alto impacto para la Laguna Madre (México-Estados Unidos) y el golfo de México (Mendoza *et al.*, 2012a; b)

Se han utilizado diferentes modelos predictivos para identificar la probabilidad de establecimiento de especies invasoras.

NRMF 31. Directrices generales que brindan elementos para llevar a cabo análisis de riesgo de vías de introducción de especies invasoras (NAPPO, 2012).

Reglamento de Pesca
Artículo 111
X. Admitir en sus instalaciones a los observadores que al efecto designe la Secretaría, para acopiar información científica y/o tecnológica. (*Aprovechar para monitorear las medidas de seguridad y la descarga*).

Meta 1.4. *Mecanismos y protocolos estandarizados de prevención en operación, para reducir el riesgo de introducción, establecimiento y dispersión de especies invasoras*

LGEEPA
Artículo 85. Cuando así se requiera para la protección de especies, hábitat, ecosistemas, la economía o la salud pública, la Secretaría promoverá ante la Secretaría de Economía, el establecimiento de medidas de regulación o restricción, en forma total o parcial, a la exportación o importación de especímenes de la flora y fauna silvestres nativos o exóticos e impondrá las restricciones necesarias para la circulación o tránsito por el territorio nacional de especies de la flora y fauna silvestres procedentes del y destinadas al extranjero.

LGVS
Artículo 27 bis. No se permitirá la liberación o introducción a los hábitats y ecosistemas naturales de especies exóticas invasoras.
La Secretaría determinará dentro de normas oficiales mexicanas y/o acuerdos secretariales las listas de especies exóticas invasoras. Las listas respectivas serán revisadas y actualizadas cada 3 años o antes si se presenta información suficiente para la inclusión de alguna especie o población. Las listas y sus actualizaciones indicarán el género, la especie y, en su caso, la subespecie y serán publicadas en el *Diario Oficial de la Federación* y en la *Gaceta Ecológica*.
Asimismo, expedirá las normas oficiales mexicanas y/o acuerdos secretariales relativos a la prevención de la entrada de especies exóticas invasoras, así como el manejo, control y erradicación de aquéllas que ya se encuentren establecidas en el país o en los casos de introducción fortuita, accidental o ilegal.
Artículo 27 bis 1. No se autorizará la importación de especies exóticas invasoras o especies silvestres que sean portadoras de dichas especies invasoras que representen una amenaza para la biodiversidad, la economía o salud pública.

LGPAS
Artículo 29. IX. Coadyuvar en la realización de análisis de riesgo sobre la introducción, establecimiento y diseminación de plagas y enfermedades acuícolas. (*Se debería ampliar el enfoque hacia especies invasoras*).
Artículo 33. IV. La Carta Nacional Acuícola (*dof*, 2011) contendrá las normas aplicables en materia de preservación, protección, aprovechamiento de los recursos pesqueros, incluyendo las relativas a la sanidad, calidad e inocuidad de los productos pesqueros. (*Podría contener los resultados de los análisis de riesgo ya efectuados para varias especies*).
Artículo 75. La legal procedencia de los productos pesqueros y acuícolas, se acreditará con los avisos de arribo, de cosecha, de producción, de recolección, permiso de importación y con la guía de pesca, según corresponda, en los términos y con los requisitos que establezca esta Ley y su reglamento. (*Se debería aprovechar este artículo para implementar la legal procedencia y así evitar la translocación de especies nativas*).
Artículo 96. Respecto de la introducción de especies vivas que no existan de forma natural en el cuerpo de agua de jurisdicción federal receptor, la Secretaría, considerando la opinión del Inapesca, y de acuerdo a los resultados del periodo de cuarentena previo, resolverá sobre la procedencia de la misma, observando lo que dispongan las disposiciones reglamentarias que deriven de esta Ley. (*Se podría exigir un análisis de riesgo*).
Artículo 109. II. Corresponde a la Senasica establecer medidas de cuarentena, siendo una medida basada en el aislamiento, observación y restricción de la movilización de especies acuáticas vivas, por la sospecha o existencia de una enfermedad de las mismas, sujeta a control.
Artículo 112. Por razones sanitarias y de protección de la salud pública, el Senasica podrá proponer a la Secretaría la prohibición de la importación de especies acuáticas. (*Podría extenderse a las especies invasoras de alto impacto*).
Artículo 114. Quedan prohibidas la importación o exportación, temporal o definitiva y el tránsito internacional de organismos acuícolas, derivados, alimentos, deshechos y despojos, cuando sean originarios o procedan de zonas o países que no han sido reconocidos como libres de enfermedades emergentes o endémicas.

Reglamento de Pesca
Artículo 85. II. La pesca deportivo-recreativa dispondrá las medidas de conservación y protección necesarias. (*Se puede aprovechar para regular el tipo de carnada que se utiliza*).
Artículo 95. Queda prohibida la práctica de cebar, con productos contaminantes. (*Se pude aprovechar para regular el tipo de carnada que se utiliza*).

Listados de especies invasoras existentes y de acceso público, por categorías de riesgo (Mendoza *et al.*, 2012b).

Se difunden análisis de riesgo como herramientas para la regulación de importaciones.

La revisión de material está enfocada en patógenos en listados oficiales o, en el caso de la Sagarpa, en patógenos que están en las hojas de requisitos sanitarios.

Colaboración del público para el control de especies invasoras específicas, como el pez león, y su vinculación con instituciones de investigación.

Artículo 108. La Secretaría podrá otorgar concesión para la acuacultura comercial y toda solicitud de concesión deberá acompañarse de:
Estudio técnico y económico, que deberá contener:
b) Aspectos biológicos de la especie a cultivar. (*Se puede aprovechar para incluir análisis de riesgo*).
g) Medidas sanitarias y técnicas de manejo cultivar. (*Se puede aprovechar para solicitar medidas de bioseguridad específicas para evitar escapes*).
Artículo 111. Son obligaciones de los concesionarios:
I. Cultivar exclusivamente las especies autorizadas. (*Se sugiere que la autorización se sujete a los resultados de un análisis de riesgo*).
Artículo 117. Sobre la solicitud para realizar acuacultura de fomento
XI. Medidas preventivas, de diagnóstico y de control sanitario
Artículo 120. Acuacultura didáctica es la que se realiza con fines de capacitación y enseñanza de las personas que en cualquier forma intervengan en la acuacultura en cuerpos de agua de jurisdicción federal. Para realizar este tipo de acuacultura se requerirá de autorización. (*Se sugiere que la autorización implique la utilización exclusiva de especies nativas*).
Artículo 125. De la introducción de especies vivas en cuerpos de agua de jurisdicción federal (siembras de especies nativas cultivadas únicamente dentro de las cuencas y subcuencas en las zonas de origen de las mismas). (*Autorizar sólo siembras de especies nativas cultivadas únicamente dentro de las cuencas y subcuencas en las zonas de origen de las mismas. Rechazar las siembras de especies en áreas que contengan especies de los mismos géneros, para evitar el riesgo de hibridación*).
Presentar los documentos siguientes:
a) Certificado de sanidad acuícola conforme a lo dispuesto en el artículo 131 de este Reglamento y
b) Informe en el que se haga constar que el genoma de la especie correspondiente no alterará el de las especies que habitan el cuerpo de agua de jurisdicción federal donde se pretendan introducir.
III. En el caso de que las especies a introducir sean de importación se deberá presentar el estudio con bibliografía de los antecedentes de parasitosis y enfermedades detectadas en el área de origen o de procedencia, así como su historial genético. (*Solicitar además un análisis de riesgo*).
V. En el caso de que se pretenda introducir especies exóticas se deberá presentar la descripción del posible efecto que causaría la introducción de la especie sobre la flora y fauna nativas, y particularmente la de las especies sujetas a algún régimen de protección especial, de conformidad con las normas y demás disposiciones legales aplicables. (*Solicitar además un análisis de riesgo*).
Artículo 126. La introducción de especies vivas que no existan de forma natural en el cuerpo de agua de jurisdicción federal receptor, la Secretaría, considerando la opinión del Instituto Nacional de la Pesca y observando el periodo de cuarentena previo, resolverá sobre la procedencia de la misma.
Artículo 128. La Secretaría podrá autorizar la introducción a territorio nacional de especies vivas de la flora y fauna acuáticas, mediante la presentación de un certificado de sanidad expedido por la autoridad competente del país de origen. Asimismo expedirá las normas en materia de sanidad acuícola relativas a la prevención, diagnóstico y control de las enfermedades que puedan afectar a los organismos acuáticos vivos. Las especies que se introduzcan a territorio nacional en los términos del párrafo anterior, se sujetarán a las cuarentenas de conformidad con las normas aplicables, y al término de las mismas, para su disposición final, será necesario obtener un certificado de sanidad acuícola expedido por la Secretaría. (*En los mismos términos, sería adecuado solicitar un análisis de riesgo del país de origen y realizar otro por la Secretaría*).

LFSA (2007a)

Artículo 6. Son atribuciones de la Secretaría:
XVI. Realizar diagnósticos o análisis de riesgo, con el propósito de evaluar los niveles de riesgo zoosanitario de una enfermedad o plaga a fin de determinar las medidas zoosanitarias que deban adoptarse;
XVII. Establecer y coordinar campañas zoosanitarias para la prevención, control y erradicación de enfermedades y plagas de los animales;
XVIII. Declarar, ordenar, aplicar y levantar las cuarentenas
XXXIX. Regular la instalación y operación de centros de lavado y desinfección de vehículos para la movilización de las mercancías reguladas;
Artículo 18
II. Realizar análisis de riesgos, establecer control de puntos críticos o procedimientos operacionales estándar.
Artículo 24
I. La importación de animales vivos, queda sujeta a la inspección de acuerdo a las disposiciones de sanidad animal aplicables y a la expedición del certificado zoosanitario para importación en el punto de ingreso al país:
Artículo 25. Las mercancías que se pretendan ingresar al territorio nacional, deberán provenir de países autorizados que cuenten con servicios veterinarios reconocidos por la Secretaría conforme a lo establecido en esta Ley y demás disposiciones de sanidad animal.
Artículo 26. Queda prohibida la importación de animales, bienes de origen animal, desechos, despojos y demás mercancías cuando sean originarios o procedan de zonas, regiones o países que no han sido reconocidos por la Secretaría como libres de enfermedades o plagas exóticas o enzoóticas que se encuentren bajo esquema de campaña oficial en territorio nacional, salvo aquellas mercancías que la Secretaría determine que no implican riesgo zoosanitario.
Artículo 35
I. Prohibir o restringir la importación de animales, cadáveres, despojos, bienes de origen animal, productos para uso o consumo animal, vehículos, maquinaria y equipo pecuario usado, y cualquier otra mercancía que pueda diseminar enfermedades o plagas.

II. Prohibir o restringir la movilización de animales, cadáveres, despojos, bienes de origen animal, productos para uso o consumo animal, vehículos, maquinaria y equipo pecuario usado, y cualquier otra mercancía que pueda diseminar enfermedades o plagas, en una zona determinada o en todo el territorio nacional;
III. Asegurar y, en su caso, ordenar el sacrificio de aquellos animales que representen un riesgo;

XI. En general, establecer todas aquellas medidas tendientes a prevenir y controlar la introducción o diseminación en territorio nacional de enfermedades y plagas de los animales de declaración obligatoria.
Artículo 36. Para el caso de importaciones y dependiendo del riesgo zoosanitario, la Secretaría podrá determinar el procedimiento de guarda-custodia cuarentena con cargo al importador y en caso de existir un riesgo superveniente, dejar sin efecto la certificación expedida y ordenar al importador el retorno, acondicionamiento o destrucción de las mercancías reguladas dependiendo del riesgo zoosanitario.
Artículo 41. Para su ingreso al país, los animales vivos deberán ser verificados en el extranjero, en los puntos de verificación e Inspección zoosanitaria para animales e inspeccionados y certificados en los puntos de ingreso en territorio nacional. La Secretaría determinará aquellos casos en que la importación de animales vivos únicamente estará sujeta a inspección y certificación en punto de ingreso.
Artículo 48. La Secretaría mediante disposiciones de sanidad animal determinará las características y especificaciones que deben reunir las estaciones cuarentenarias, así como las regiones donde se justifique su establecimiento.
Artículo 63. Cuando exista un riesgo zoosanitario, las unidades de producción, y los establecimientos estarán sujetos a la aplicación de medidas zoosanitarias o cuarentenas, estas últimas podrán ser precautorias, internas, condicionadas o definitivas de acuerdo con lo establecido en las disposiciones de sanidad animal correspondientes.
Artículo 67. Corresponde a la Federación por conducto de la Secretaría, ejercer de manera exclusiva la atribución de determinar los requisitos zoosanitarios que deben observar los interesados en movilizar mercancías reguladas en el territorio nacional.
Artículo 84. La Secretaría establecerá las bases para la implementación de sistemas de trazabilidad en animales.
Artículo 86. Los sistemas de trazabilidad en animales o en bienes de origen animal, nacionales o importados, garantizarán el rastreo desde el sitio de su producción u origen. (Se debería aprovechar para establecer la denominación de origen).
Artículo 164. La Secretaría, mediante disposiciones de salud animal o de buenas prácticas pecuarias, determinará el tipo de análisis de riesgo requerido para cada enfermedad o plaga o agentes que afecte la integridad de los bienes de origen animal, mediante una evaluación cualitativa y descriptiva o cuantitativa y estadística según sea el caso, con base en los parámetros técnicos y científicos nacionales o los recomendados internacionalmente.
El análisis de riesgo deberá ser presentado con la documentación del proceso o fuentes de información utilizadas.
Artículo 165. Toda persona podrá denunciar ante la Secretaría, los hechos, actos u omisiones que atenten contra la sanidad animal o que causen la contaminación de los bienes de origen animal.
Artículo 171. Al que ingrese al territorio nacional animales, bienes de origen animal, así como productos para uso o consumo animal y por cualquier medio evada un punto de inspección en materia zoosanitaria y puso en peligro o en riesgo la situación zoosanitaria del país incumpliendo el carácter normativo respectivo, se le impondrá la pena de dos a diez años de prisión y multa de hasta mil veces el salario mínimo vigente en la zona económica de la que se trate.

LAN (*DOF*, 1992)
Artículo 14 bis 4. La Profepa tiene como atribución:
I. Formular denuncias y aplicar sanciones que sean de su competencia.
IV. Promover la reparación del daño ambiental a los ecosistemas asociados con el agua en los términos de esta Ley y de las demás disposiciones jurídicas aplicables. (*Se pueden aplicar para las especies invasoras*).
Artículo 15 (Segunda Sección). Sobre la planificación y programación hídrica.
VI. La clasificación de los cuerpos de agua de acuerdo con los usos a que se destinen, y la elaboración de los balances hídricos en cantidad y calidad y por cuencas, regiones hidrológicas y acuíferos, de acuerdo con la capacidad de carga de los mismos. (*Se podría detallar el estado de invasión*).
Artículo 28 (Segunda Sección). Los concesionarios tendrán los siguientes derechos:
XIV. Realizar las medidas necesarias para prevenir la contaminación de las aguas concesionadas o asignadas y reintegrarlas en condiciones adecuadas conforme al título de descarga que ampare dichos vertidos, a fin de permitir su explotación, uso o aprovechamiento posterior en otras actividades o usos y mantener el equilibrio de los ecosistemas. (*La introducción de especies invasoras se puede considerar como contaminación biológica*).
Artículo 29 bis (Segunda Sección). Los asignatarios tendrán las siguientes obligaciones:
II. Descargar las aguas residuales a los cuerpos receptores previo tratamiento, cumpliendo con las Normas Oficiales Mexicanas o las condiciones particulares de descarga, según sea el caso, y procurar su reuso. (*Se sugiere exigir en las operaciones acuícolas*).
III. Asumir los costos económicos y ambientales de la contaminación que provocan sus descargas, así como asumir las responsabilidades por el daño ambiental causado.
Artículo 29 bis. La "Autoridad del Agua", tendrá la facultad para negar la concesión, asignación o permiso de descarga
I. Cuando implique la afectación a zonas reglamentadas o aquellas declaradas de protección, veda, reserva de aguas, y para la preservación o restablecimiento de ecosistemas vitales y del medio ambiente.
Artículo 85 (Segunda Sección). El Gobierno Federal podrá coordinarse con los gobiernos de los estados y del Distrito Federal, para que estos últimos ejecuten determinados actos administrativos relacionados con la prevención y control de la contaminación de las aguas y responsabilidad por el daño ambiental, en los términos de lo que establece esta Ley y otros instrumentos jurídicos aplicables, para contribuir a la descentralización de la gestión de los recursos hídricos.
Artículo 85 (Segunda Sección). La "Autoridad del Agua" tendrá a su cargo, en términos de Ley:

XI. Atender las alteraciones al ambiente por el uso del agua, y establecer a nivel de cuenca hidrológica o región hidrológica las acciones necesarias para preservar los recursos hídricos y, en su caso, contribuir a prevenir y remediar los efectos adversos a la salud y al ambiente, en coordinación con la Secretaría de Salud y "la Secretaría" en el ámbito de sus respectivas competencias.
XIII. Realizar: a) El monitoreo sistemático y permanente de la calidad del agua, y mantener actualizado el Sistema de Información de la Calidad del Agua a nivel nacional, coordinado con el Sistema Nacional de Información sobre cantidad, calidad, usos y conservación del Agua en términos de esta Ley. (*Se podría aplicar a las especies invasoras*).
Artículo 119 (Segunda Sección). La "Autoridad del Agua" sancionará:
XIV. Arrojar o depositar cualquier contaminante, en contravención a las disposiciones legales, en ríos, cauces, vasos, lagos, lagunas, esteros, aguas marinas y demás depósitos o corrientes de agua, o infiltrar materiales y sustancias que contaminen las aguas del subsuelo
XVII. Ocasionar daños ambientales considerables o que generen desequilibrios, en materia de recursos hídricos de conformidad con las disposiciones en la materia. (*Se pueden aplicar a especies invasoras*).

LFM (*DOF*, 1986)
Artículo 21. En el ejercicio de los poderes, derechos, jurisdicciones y competencias de la Nación dentro de las zonas marinas mexicanas, se aplicarán la Ley Federal de Protección al Ambiente, la Ley General de Salud, y sus respectivos Reglamentos, la Ley Federal de Aguas y demás leyes y reglamentos aplicables vigentes o que se adopten, incluidos la presente Ley, su Reglamento y las normas pertinentes del derecho internacional para prevenir, reducir y controlar la contaminación del medio marino.

RLFSA
Artículo 82. La Secretaría establecerá las campañas zoosanitarias que sean necesarias mediante disposiciones de sanidad animal en las que deberá observarse lo señalado en los artículos 55, 56 y 58 de la Ley. En su caso llevará a cabo la conclusión de aquellas que lo ameriten.
Artículo 97. Se aplicarán cuarentenas cuando exista la sospecha y confirmación de riesgos zoosanitarios o riesgos de contaminación en animales o bienes de origen animal que se deriven por:
Enfermedades o plagas exóticas;
Enfermedades o plagas sujetas a campañas zoosanitarias o programas oficiales de control o erradicación;
Enfermedades o plagas endémicas de alto impacto económico, social o de riesgo a la salud pública, y
Por contaminación de residuos con riesgo a la sanidad animal o salud humana.

Ramsar
Resolución VII.14. Sobre especies invasoras y humedales. Insta a las partes a:
c) resaltar, siempre que sea posible en sus acciones, el impacto ambiental, económico y social del movimiento y transporte de especies exóticas en la dispersión global de especies invasoras de humedales.
Resolución VIII.18-15. Sobre especies invasoras y humedales. Insta a las partes a realizar evaluaciones de riesgo de las especies exóticas que puedan representar una amenaza para el carácter ecológico de los humedales, teniendo en cuenta los cambios potenciales a los ecosistemas de los efectos del cambio climático global y aplicando las orientaciones disponibles en el marco de evaluación de riesgo de Ramsar (resolución VII.10).

Reglamento Interior de la Semarnat (*DOF*, 2006)
Artículo 149. La Dirección de Evaluación y Seguimiento de la Conanp (2008) deberá:
VI. Ejecutar el Sistema de Información, Monitoreo y Evaluación para la Conservación
VIII. Coordinar los programas y estrategias de monitoreo de ecosistemas y su biodiversidad en las áreas naturales protegidas de competencia de la Federación y sus zonas de influencia, áreas de refugio para proteger especies acuáticas, así como de especies y poblaciones consideradas prioritarias para la conservación.

PANDSOC
Objetivo táctico 3
La Semarnat, en coordinación con los Institutos de Investigación elaborará una lista de las especies que poseen viabilidad ambiental y que pueden ser utilizadas dentro de los criterios de la acuacultura responsable.
NOM-010-PESC-1993, que establece los requisitos sanitarios para la importación de organismos acuáticos vivos destinados a la acuacultura y el ornato.
NOM-011-PESC-1993, para regular la aplicación de cuarentenas a efecto de prevenir la introducción y dispersión de enfermedades certificables y notificables en la importación de organismos acuáticos vivos destinados a la acuacultura y el ornato.
NOM-EM-003-PESC-2000, que establece los requisitos para determinar la presencia de enfermedades virales de crustáceos acuáticos vivos, muertos, sus productos o subproductos en cualquier presentación y artemia (*Artemia* spp.), para su introducción al territorio nacional y movilización en el mismo.

Meta 1.5. *Sistemas coordinados para detección, manejo de riesgo y alerta temprana de ingreso y dispersión de especies invasoras*

LGPAS
Artículo 95
Para la importación de semillas, ovas, alevines, larvas, postlarvas, cepas algales, reproductores o cualquier otro estadio de especies silvestres, cultivadas o de laboratorio, se deberá adjuntar a la solicitud el certificado de sanidad acuícola otorgado por el Senasica.
Artículo 109. I. Corresponde a la Senasica realizar campañas sanitarias, entendidas como el conjunto de medidas para prevenir, controlar o erradicar enfermedades o plagas de las especies acuáticas vivas en un área o zona determinada
Artículo 116. Cuando se detecte o se tenga evidencia científica sobre la presencia o entrada inminente de enfermedades emergentes o de notificación obligatoria, erradicadas, desconocidas o inexistentes en el país, que pongan en situación de emergencia sanitaria a una o varias especies acuícolas en todo o en parte del territorio nacional, la Secretaría instrumentará el Dispositivo Nacional de Emergencia de Sanidad Acuícola. (*Podría extenderse a las especies invasoras*).
Artículo 132. De las infracciones:
XXIV. Introducir o manejar bajo cualquier forma, especies o material biológico en aguas de jurisdicción federal, que causen daño, alteren o pongan en peligro la conservación de los recursos pesqueros
XXIX. No cumplir con las disposiciones sanitarias establecidas en la presente Ley y en los ordenamientos jurídicos aplicables. (*Se podría aprovechar este artículo para infraccionar a las personas que posean, transporten, liberen o comercialicen especies invasoras*).

LFSA
Artículo 11. La Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, se coordinará con la Secretaría para el caso de las enfermedades y plagas que afecten a la fauna silvestre, a fin de establecer y aplicar las medidas zoosanitarias correspondientes.
Artículo 18
V. Establecer en coordinación con la Secretaría de Salud el sistema de alerta y recuperación de bienes de origen animal cuando signifiquen un riesgo a la salud humana
Artículo 78. Cuando se detecte o se tenga evidencia científica sobre la presencia o entrada inminente de enfermedades y plagas exóticas y de notificación obligatoria, erradicadas, desconocidas o inexistentes en el país, que pongan en situación de emergencia zoosanitaria a una o varias especies o poblaciones de animales en todo o en parte del territorio nacional, o cuando en una enfermedad endémica se rebase el número de casos esperados, la Secretaría activará, integrará y operará el Dispositivo Nacional de Emergencia de Salud Animal que implicará la publicación inmediata mediante acuerdo en el *Diario Oficial de la Federación* y en su caso, expedirá las disposiciones de sanidad animal, que establezcan las medidas de prevención, control y erradicación que deberán aplicarse al caso particular.

Artículo 158. La Secretaría integrará y administrará el Sistema de Vigilancia de Sanidad Animal, el cual consistirá en un registro público en donde se asentará la información básica sobre los certificados zoosanitarios; aprobaciones y autorizaciones que se expidan y los avisos presentados por quienes desarrollan actividades de sanidad animal.

LAN
Artículo 12 bis 6. XXV. Participar en el sistema nacional de protección civil y apoyar en la aplicación de los planes y programas de carácter federal para prevenir y atender situaciones de emergencia, causadas por fenómenos hidrometeorológicos extraordinarios. (*Se podría aprovechar para evitar escapes producto de inundaciones*).
Artículo 13 bis 4. La "Comisión", a través de los Organismos de Cuenca, consultará con los usuarios y con las organizaciones de la sociedad, en el ámbito de los Consejos de Cuenca, y resolverá las posibles limitaciones temporales a los derechos de agua existentes para enfrentar situaciones de emergencia, escasez extrema, desequilibrio hidrológico, sobreexplotación, reserva, contaminación y riesgo o se comprometa la sustentabilidad de los ecosistemas vitales
Artículo 38 (Segunda Sección)
El Ejecutivo Federal podrá declarar como zonas de desastre, a aquellas cuencas hidrológicas o regiones hidrológicas que por sus circunstancias naturales o causadas por el hombre, presenten o puedan presentar riesgos irreversibles a algún ecosistema.
Artículo 118 bis 2. En caso de existir riesgo inminente, daño, deterioro a la salud, a las aguas nacionales, a los bienes a que se refiere el artículo 113 de esta ley, a la biodiversidad o a los ecosistemas vinculados con el agua, la autoridad del agua o la Procuraduría en el ámbito de sus respectivas competencias, podrán realizar de manera inmediata alguna o algunas de las siguientes medidas:
II. Suspensión de las actividades que dan origen al proceso generador de las descargas de aguas residuales.
III. Promover ante las autoridades de protección civil y seguridad pública de los gobiernos Federal, de los estados, del Distrito Federal y de los municipios, la adopción de medidas Instantes incluidas el aseguramiento de bienes, remoción o demolición de infraestructura, con el objeto de proteger la vida y los bienes de las personas.

FAO-DB
Sugiere el desarrollo y aplicación de un sistema nacional eficaz de reporte de enfermedades, así como bases de datos y otros mecanismos para la recopilación y análisis de información de enfermedades de animales acuáticos

Ramsar
Resolución VII. 14. Sobre especies invasoras y humedales. Insta a las partes a:

El proyecto que se espera desarrollar con fondos del GEF sobre especies invasoras tiene contemplado el establecimiento de planes de respuesta rápida.

Construcción de estrategias conjuntas aprovechando experiencias de instituciones ligadas a especies de interés pesquero.

Parte de los proyectos de sistematización apoyados por la Conabio están enfocados en que las diferentes áreas de inspección desarrollen sus sistemas de captura de datos con el fin de conectar las bases más adelante.

g) colaborar con otras partes contratantes con el fin de intercambiar información y experiencia, incrementando la capacidad general para ocuparse de las especies invasoras de humedales y promover la coordinación regional de programas de especies invasoras.

Meta 1.6. *Sustitución de especies invasoras nocivas, de uso arraigado, por especies nativas de menor riesgo*

LGPAS

Artículo 24. II. y artículo 103. II del Reglamento de Pesca. La Secretaría asesorará a los acuacultores para que el cultivo y explotación de la flora y fauna acuática, se realicen de acuerdo con las prácticas que las investigaciones científicas y tecnológicas aconsejen; así como en materia de construcción de infraestructura, adquisición y operación de plantas de conservación y transformación industrial, insumos, artes y equipos de cultivo y demás bienes que requiera el desarrollo de la actividad acuícola. (*Se debería aprovechar para incentivar el cultivo de especies nativas y exigir medidas de bioseguridad*).
Artículo 28. II. Incrementar la capacidad para identificar, cuantificar, aprovechar, administrar, transformar, conservar e incrementar las especies pesqueras y acuícolas. (*Se deberían favorecer las especies nativas*).
Artículo 29. II. El Inapesca emitirá su opinión de carácter técnico y científico para la administración y conservación de los recursos pesqueros y acuícolas. (*Se deberían favorecer las especies nativas*).
Artículo 29. XI. El Inapesca promoverá los estudios técnicos y el desarrollo de la acuacultura de especies nativas
Artículo 29. XV. Elaborar los planes de manejo de las actividades pesqueras y acuícolas por recurso o recursos. (*Se deberían incluir programas HACCP*).
Artículo 98. Aquellas personas que recolecten organismos del medio natural y los acuacultores que se abastezcan de ellos, quedan obligados a realizar acciones de repoblación en los términos y condiciones que en cada caso determine la Secretaría en normas oficiales y en los propios permisos. (*Debería aprovecharse para exigir la repoblación con especies nativas*).

Varios sectores tienen una visión unificada sobre las especies invasoras gracias a la implementación de la Estrategia Nacional, pero aún falta el compromiso de varias dependencias.

Cincuenta acuicultores (de especies ornamentales) ya son capaces de analizar puntos críticos de control.

Reglamento de Pesca

Artículo 88. Los prestadores de servicios de pesca deportivo-recreativa, independientemente de los deberes que les impongan otras leyes o reglamentos, deberán contribuir al mantenimiento y conservación de las especies y de su hábitat. (*Se podría aprovechar para establecer planes HACCP para la limpieza de los botes y equipo*).
Artículo 111. Son obligaciones de los concesionarios:
I. Coadyuvar en la preservación del medio ambiente y la conservación y reproducción de especies, así como apoyar, en su caso, los programas de repoblación, en los términos y condiciones que fije la Secretaría. (*Aprovechar para la siembra de especies nativas o en su defecto financiar su cultivo*).

FAO

FAO-DB. Sugiere la implementación de Prácticas de Buen Manejo en la Acuicultura.

LFSA

Artículo 6. Son atribuciones de la Secretaría:
XXXII. Concertar acciones en materia de sanidad animal o de buenas prácticas pecuarias;
LVI. Regular y certificar la aplicación de buenas prácticas pecuarias en unidades de producción;
LX. Proponer y evaluar los programas operativos zoosanitarios y de buenas prácticas pecuarias de los bienes de origen animal;
LXVI. Establecer, fomentar, coordinar y vigilar la operación de la infraestructura relativa a la aplicación de buenas prácticas pecuarias. (*Ideal para proponer programas HACCP*).
Artículo 118. La certificación es el procedimiento mediante el cual la Secretaría o un organismo de certificación aprobado por la misma, asegura que un producto, proceso, sistema, servicio o establecimiento cumple con lo señalado en las normas oficiales mexicanas.
Artículo 5. La Secretaría emitirá disposiciones de reducción de riesgos de contaminación en los que se establecerán las buenas prácticas pecuarias.
Artículo 7. La certificación del cumplimiento de buenas prácticas pecuarias.

Meta 1.7. *Medidas de bioseguridad y sanitarias instrumentadas permanentemente en la introducción, manejo y uso de especies exóticas invasoras*

LGPAS

Artículo 2. X. Establecer las bases para el desarrollo e implementación de medidas de sanidad de recursos pesqueros y acuícolas.
Artículo 2. XI. Establecer las bases para la certificación de la sanidad, inocuidad y calidad de los productos pesqueros y acuícolas. (*Se debería aprovechar para establecer programas HACCP*).
Artículo 8. XX. Participar en la determinación de niveles de incidencia y el reconocimiento de zonas libres y de baja prevalencia de enfermedades y plagas pesqueras y acuícolas. (*Se deberían incluir las especies invasoras*).
Artículo 86. Cada unidad de manejo acuícola, deberá contar con un plan de manejo que contendrá:

En la Carta Nacional Acuícola está contemplado que en el caso de utilización de especies exóticas de riesgo se utilicen poblaciones monosexuales.

Existen varios cultivos con sistemas cerrados de recirculación en el país.

VI. La descripción de las características físicas y biológicas de la Unidad de Manejo Acuícola. (*Se debería aprovechar para exigir medidas de bioseguridad*).
VIII. Acciones de sanidad, inocuidad y calidad acuícola. (*Se debería aprovechar para implementar planes HACCP*).
X. El programa de prevención y control de contingencias, de monitoreo y las demás que por las características propias de la unidad de manejo acuícola se requieran.
Artículo 103. La Secretaría, ejercerá sus atribuciones y facultades en materia de sanidad de especies acuícolas a través del Senasica.
Artículo 105. Requerirán de certificado de sanidad acuícola, de manera previa a su realización, las siguientes actividades:
I. La importación y exportación y tránsito internacional de especies acuáticas, sus productos y subproductos y de productos biológicos, químicos, farmacéuticos o alimenticios para uso o consumo de dichas especies
II. La movilización de especies acuícolas vivas, en cualesquiera de sus fases de desarrollo, que se cultiven en instalaciones ubicadas en el territorio nacional, que se haga de una unidad de producción acuícola a otra, así como sus productos y subproductos y de productos biológicos, químicos, farmacéuticos o alimenticios para uso o consumo de dichas especies
V. La introducción de especies acuícolas vivas a un cuerpo de agua de jurisdicción federal.
Artículo 106. También requerirán certificado de sanidad acuícola:
I. Las instalaciones en las que se realicen actividades acuícolas;
II. Las especies acuáticas vivas que se capturen de poblaciones naturales y se destinen a la acuacultura, y
III. Las unidades de cuarentena.

Propuesta piloto estatal en Morelos para un curso de capacitación e implementación de HACCP aplicado con incentivos para la instalación de filtros y medidas de bioseguridad (Sedagro, 2011).

Reglamento de Pesca

Artículo 106. Los prestadores de servicios de pesca deportivo-recreativa, independientemente de los deberes que les impongan otras leyes o reglamentos, deberán
II. Apoyar y participar en los programas de repoblación y mejoramiento de los lugares donde llevan a cabo su actividad. (*Se debería aprovechar para sembrar especies nativas*).
Artículo 111.
VII. Cumplir con las normas y medidas de sanidad acuícola que emita la Secretaría.

Objetivo estratégico 2

Establecer programas de control y erradicación de poblaciones de especies invasoras que minimicen o eliminen sus impactos negativos y favorezcan la restauración y conservación de los ecosistemas

Meta 2.1. *Prioridades acordadas para el control o erradicación de especies invasoras*

Ramsar

Resolución VII.14 Sobre especies invasoras y humedales. Insta a las partes a:
b) establecer programas para especies invasoras prioritarias con miras a su control o erradicación, implementar otros programas internacionales conexos;

LFSA

Artículo 6. Son atribuciones de la Secretaría
VII. Regular y controlar los agentes etiológicos causantes de enfermedades o plagas.
XV. Controlar las medidas zoosanitarias de la movilización de vehículos, materiales, maquinaria y equipos cuando éstos impliquen un riesgo zoosanitario.
LXIII. Ordenar la retención, cuarentena, disposición o destrucción de bienes de origen animal en los que se detecte o sospeche violación a los términos y supuestos indicados en esta Ley, su Reglamento y las disposiciones de sanidad animal respectivas.

LAN

Artículo 14 bis 5
XVII. Las personas físicas o morales que contaminen los recursos hídricos son responsables de restaurar su calidad, y se aplicará el principio de que "quien contamina, paga", conforme a las Leyes en la materia.

Se han llevado a cabo acciones de control localizadas, como las siguientes:

Programa anual de pesca del pez león como mecanismo de inclusión del público en el control (Conanp, 2010 a; b).

El cumplimiento del artículo LAN-14 bis 5, sobre la contaminación de los recursos hídricos, rara vez ocurre y podría adaptarse o ampliarse para que contemple sanciones por la introducción de especies invasoras.

Meta 2.2. *Programas y planes de acción en operación para la erradicación, manejo de especies invasoras más nocivas y mitigación de sus impactos*

LGVS (*DOF*, 2000)
Artículo 9. Corresponde a la Federación
XIV. La atención de los asuntos relativos al manejo, control y remediación de problemas asociados a ejemplares y poblaciones que se tornen perjudiciales.
XV. La atención de los asuntos relativos al manejo, control y remediación de problemas asociados a ejemplares y poblaciones ferales que se encuentren en dos o más entidades federativas o en territorio insular y en las demás zonas donde la Nación ejerce jurisdicción, en coordinación con las entidades federativas involucradas cuando éstas lo consideren conveniente.
Artículo 11. La Federación, por conducto de la Secretaría, podrá suscribir convenios o acuerdos de coordinación, con el objeto de que los gobiernos del Distrito Federal o de los Estados, con la participación, en su caso, de sus Municipios, asuman las siguientes facultades, en el ámbito de su jurisdicción territorial
II. Atender los asuntos relativos al manejo, control y remediación de problemas asociados a ejemplares y poblaciones que se tornen perjudiciales;
Artículo 72. La Secretaría podrá dictar y autorizar, conforme a las disposiciones aplicables, medidas de control que se adopten dentro de unidades de manejo de vida silvestre para lo cual los interesados deberán proporcionar la información correspondiente, conforme a lo que establezca el reglamento respectivo.
Los medios y técnicas deberán ser los adecuados para no afectar a otros ejemplares, a las poblaciones, especies y sus hábitats.
Se evaluará primero la posibilidad de aplicar medidas de control como captura o colecta para el desarrollo de proyectos de recuperación, actividades de repoblación y reintroducción o de investigación y educación ambiental.

RLGVS
Artículo 2. Además de las definiciones contenidas en el artículo 3o, de la Ley General de Vida Silvestre y la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, para efectos del presente Reglamento se entendrá por:
Remediación. El conjunto de actividades tendentes a resolver, bajo criterios técnicos y mediante medidas de manejo o control, problemas específicos asociados a ejemplares y poblaciones que se tornen perjudiciales, o bien, a la restauración y recuperación del hábitat de las especies silvestres
Artículo 78. Las medidas de manejo, control y remediación de ejemplares o poblaciones perjudiciales podrán consistir en cualquiera de las siguientes, de acuerdo al orden de prelación que se indica:
I. La captura o colecta para el desarrollo de proyectos de recuperación, actividades de repoblación y reintroducción;
II. La captura o colecta para actividades de investigación o educación ambiental;
III. La reubicación de ejemplares, en cuyo caso se deberá evaluar el hábitat de destino y las condiciones de los ejemplares, en los términos señalados en la Ley y en el presente Reglamento para la liberación;
IV. La captura de ejemplares, en cuyo caso la Secretaría determinará el destino de los mismos;
V. La eliminación de ejemplares o la erradicación de poblaciones, y
VI. Las acciones o dispositivos para ahuyentar, dispersar, dificultar el acceso de los ejemplares o disminuir el daño que ocasionan, cuando así se justifique.
Artículo 79. Para la atención de los asuntos relativos al manejo, control y remediación de problemas asociados a ejemplares y poblaciones que se tornen perjudiciales, la Secretaría podrá establecer por sí misma o autorizar, a solicitud de los interesados, las medidas correspondientes en los predios, zonas o regiones en los cuales se requiera una solución con el fin de evitar o minimizar efectos negativos para el ambiente, otras especies o la población humana.
Dentro de las UMA, la Secretaría podrá autorizar las medidas propuestas o dictar las que considere necesarias, de conformidad con el presente Capítulo.
Artículo 80. Cuando en un predio, zona o región sea necesario aplicar medidas de manejo o control de ejemplares o poblaciones perjudiciales, los interesados podrán solicitar autorización a la Secretaría, señalando en el escrito correspondiente la siguiente información:
I. Especies a controlar, identificadas por nombre común y nombre científico;
II. Razones para considerar a los ejemplares o poblaciones de la especie o especies de que se trate como perjudiciales;
III. Tipo de daño que provocan y su magnitud;
IV. Método de control que se propone utilizar;
V. Periodo de tiempo o etapas en que se llevará a cabo el control;
VI. Responsable técnico que supervisará la ejecución de las medidas propuestas;
VII. Forma en que se pretende disponer de los ejemplares objeto de las medidas de control, y
VIII. En su caso, medidas de prevención y control aplicadas con anterioridad para resolver el problema, así como las que se propongan para atender los problemas secundarios que pudieran derivarse de la aplicación del método de control propuesto.
Artículo 81. La Secretaría emitirá respuesta a la solicitud de autorización en un plazo de dieciocho días hábiles. La vigencia de la autorización dependerá del período que la Secretaría estime necesario y autorice para llevar a cabo las medidas de manejo, control o remediación.
Artículo 82. Los titulares de autorizaciones para el manejo, control y remediación de ejemplares y poblaciones perjudiciales quedan obligados a presentar a la Secretaría, en escrito libre, un informe de los resultados de la aplicación de las medidas correspondientes, especificando su efectividad. El informe se presentará en un plazo no mayor de 60 días hábiles posteriores a la conclusión de las actividades o a la periodicidad que determine la Secretaría en la autorización correspondiente, de acuerdo a la vigencia de la misma.

LGPAS

Artículo 109. Las medidas sanitarias tienen por objeto prevenir, controlar, combatir y erradicar enfermedades y plagas de las especies acuáticas vivas, con la finalidad de proteger su salud y la del hombre. Las medidas sanitarias serán establecidas por el Senasica. (*Esto se podría extender a las especies invasoras*).

LFSA

Artículo 45. Cuando en el punto de ingreso al país, las mercancías reguladas no reúnan los requisitos de la Hoja de Requisitos Zoosanitarios o las disposiciones de sanidad animal aplicables, la Secretaría de acuerdo con el nivel de riesgo que representen, podrá ordenar:
I. El retorno al país o lugar de origen o procedencia;
II. El acondicionamiento, tratamiento, o
III. La destrucción.
Artículo 71. La Secretaría podrá:
I. Restringir la movilización de animales, cadáveres, despojos, bienes de origen animal, productos para uso o consumo animal, vehículos, maquinaria y equipo pecuario usado, y cualquier otra mercancía en una zona determinada o en todo el territorio nacional;
II. Asegurar y, en su caso, ordenar el sacrificio de aquellos animales que representen un riesgo zoosanitario;
Artículo 136. Cuando exista riesgo inminente de daño, afectación a la salud animal, o diseminación de una enfermedad o plaga por notificación oficial, diagnóstico u otro mecanismo científicamente sustentado, la Secretaría, fundada y motivadamente, ordenará la aplicación de una o más de las siguientes medidas:
I. El aseguramiento precautorio de los animales,
II. La clausura temporal, parcial o total de los establecimientos,
III. La suspensión temporal, parcial o total de la actividad o el servicio que motive la imposición de la medida,
IV. La suspensión de los certificados zoosanitarios que se hayan expedido.

LAN

Artículo 13 bis 3
X. Contribuir al saneamiento de las cuencas, subcuencas, microcuencas, acuíferos y cuerpos receptores de aguas residuales para prevenir, detener o corregir su contaminación. (*Se tendría que considerar como contaminantes a las especies invasoras*).
Artículo 86 bis 1 (Segunda Sección)
III. Proponer las Normas Oficiales Mexicanas para preservar, proteger y, en su caso, restaurar los humedales, las aguas nacionales que los alimenten, y los ecosistemas acuáticos e hidrológicos que forman parte de los mismos;
VII. Promover y, en su caso, realizar las acciones y medidas necesarias para rehabilitar o restaurar los humedales, así como para fijar un entorno natural o perímetro de protección de la zona húmeda, a efecto de preservar sus condiciones hidrológicas y el ecosistema, y
Artículo 86 bis. La "Autoridad del Agua" intervendrá para que se cumpla con la reparación del daño ambiental, incluyendo aquellos danos que comprometan a ecosistemas vitales, debiendo sujetarse en sus actuaciones en términos de Ley.

Meta 2.3. Mecanismos de financiamiento mixto para prevención, control y erradicación en casos de atención urgente

LFSA

Artículo 79. La Secretaría podrá acordar y convenir con las entidades federativas, el Distrito Federal y los municipios, órganos de coadyuvancia y particulares interesados, la creación de uno o varios fondos de contingencia para afrontar inmediatamente las emergencias zoosanitarias que surjan por la presencia de enfermedades y plagas exóticas, de notificación obligatoria, erradicadas, desconocidas o inexistentes que pongan en peligro el patrimonio pecuario en el territorio nacional.

LAN

Artículo 13 bis 3 XIV. Apoyar el financiamiento de la gestión regional del agua y la preservación de los recursos de la cuenca, incluyendo ecosistemas vitales. (*Se requeriría un enfoque sobre especies invasoras*).

Reglamento de Pesca

Artículo 156
De la a distribución de los fondos provenientes de multas, ventas directas y remates en pública subasta de productos y bienes decomisados a que se refiere la Ley. (*Una fracción de estos fondos se podría destinar a la prevención, control y erradicación de especies invasoras*).

Meta 2.4. *Mecanismos e iniciativas para que la sociedad civil se integre de forma organizada en los esfuerzos de prevención, control y erradicación*

LGVS

Artículo 107. Cualquier persona física o moral podrá denunciar ante la Procuraduría Federal de Protección al Ambiente daños a la vida silvestre y su hábitat sin necesidad de demostrar que sufre una afectación personal y directa en razón de dichos daños.

La Procuraduría Federal de Protección al Ambiente evaluará cuidadosamente la información presentada en la denuncia y, en caso de ser procedente, ejercerá de manera exclusiva la acción de responsabilidad por daño a la vida silvestre y su hábitat, la cual será objetiva y solidaria.

En el caso de que el demandado sea algún órgano de la administración pública federal o una empresa de participación estatal mayoritaria, la acción de responsabilidad por daño a la vida silvestre y su hábitat, podrá ser ejercida por cualquier persona directamente ante el tribunal competente.

Esta acción podrá ser ejercitada sin perjuicio de la acción indemnizatoria promovida por los directamente afectados y prescribirá a los cinco años contados a partir del momento en que se conozca el daño.

Artículo 108. La reparación del daño para el caso de la acción de responsabilidad por daño a la vida silvestre y su hábitat, consistirá en el restablecimiento de las condiciones anteriores a la comisión de dicho daño y, en el caso de que el restablecimiento sea imposible, en el pago de una indemnización la cual se destinará, de conformidad con lo establecido en el reglamento, al desarrollo de programas, proyectos y actividades vinculados con la restauración, conservación y recuperación de especies y poblaciones, así como a la difusión, capacitación y vigilancia.

LFSA

Artículo 152. Se instituye el Premio Nacional de Sanidad Animal, con el objeto de reconocer y premiar anualmente el esfuerzo de quienes se destaquen en la prevención, control y erradicación de las enfermedades y plagas que afecten la vida o la sanidad de los animales, así como en las acciones orientadas a las buenas prácticas pecuarias de los bienes de origen animal. (*Se podría hacer algo equivalente para especies invasoras*).

Programa del pez león (Conanp, 2010a; b).

Objetivo estratégico 3

Informar oportuna y eficazmente a la sociedad para que asuma responsablemente las acciones a su alcance en la prevención, control y erradicación de las especies invasoras

Meta 3.1. *La población, grupos clave y autoridades conocen las amenazas e impactos que las especies invasoras ocasionan a la biodiversidad, los servicios ecosistémicos, la economía y salud, así como las medidas para su prevención y control*

LGPAS

Artículo 120. La Secretaría integrará el Sistema Nacional de Información de Pesca y Acuacultura que tendrá por objeto organizar, actualizar y difundir la información sobre actividades pesqueras y acuícolas. (*Se podría aprovechar para difundir información sobre especies invasoras*).

LFSA

Artículo 6. Son atribuciones de la Secretaría

XLIII. Elaborar y aplicar permanentemente programas de capacitación y actualización técnica en materia de Sanidad animal o de buenas prácticas pecuarias de bienes de origen animal.

XLI. Validar, generar y divulgar tecnología en materia de sanidad animal y capacitar al personal oficial y privado;

XLIII. Elaborar y aplicar permanentemente programas de capacitación y actualización técnica en materia de Sanidad animal o de buenas prácticas pecuarias de bienes de origen animal. (*Podría incluir el tema de especies invasoras*).

LAN

Artículo 14 bis 5. XX

La participación informada y responsable de la sociedad, es la base para la mejor gestión de los recursos hídricos y particularmente para su conservación; por tanto, es esencial la educación ambiental, especialmente en materia de agua. (*Aquí es pertinente el tema de las especies invasoras*).

Artículo 84 bis. "La Comisión", con el concurso de los Organismos de Cuenca, deberá promover entre la población, autoridades y medios de comunicación, la cultura del agua acorde con la realidad del país y sus regiones hidrológicas, para lo cual deberá:

I. Coordinarse con las autoridades educativas

II. Instrumentar campañas permanentes de difusión sobre la cultura del agua;

Ramsar

Resolución VII.14. Sobre especies invasoras y humedales. Insta a las partes a:

Guía para maestros de primaria que incluye el tema de especies invasoras. Portal de la Conabio para maestros de secundaria y preparatoria (Conabio, 2013).

Capacitación a personal gubernamental (federal y estatal) (un curso a Inapesca, dos cursos a la Conanp).

Capacitación a los productores de especies ornamentales sobre aspectos de prevención y bioseguridad de especies invasoras.

Divulgación en medios de difusión masivos (radio, televisión, diarios) sobre temas de especies invasoras.

Presentación de resultados de investigación en foros nacionales e internacionales (por ejemplo, el Congreso Nacional de Zoología, la reunión del Consejo de Peces del Desierto, el Congreso Mexicano de Botánica, el Congreso Nacional de Áreas Naturales Protegidas de México, el Encuentro Nacional de Acuarifilia, el Congreso Nacional de Ciencia y Tecnología del Mar, etc.), así como en diversos foros internacionales (Weeds without borders, World Aquaculture Society Conference, International Conference on Aquatic Invasive Species).

f) facilitar recursos y conocimiento de la identificación y control de especies exóticas nuevas y peligrosas para el medio ambiente

Capacitación a funcionarios públicos de todos los niveles.

PANDSOC
Objetivo táctico 3
La Semarnat, en coordinación con los Consejos Regionales de Desarrollo Costero y Marino (CRDCM) y los Institutos de Investigación promoverán una campaña de divulgación sobre la normatividad internacional y nacional vigente con el fin de generar una conducta responsable frente a la toma de decisiones implícitas en la introducción de especies exóticas de flora y fauna en los ecosistemas costeros y marinos.

Meta 3.2. *Los planes y programas de educación a diferentes niveles habrán incorporado el tema de especies invasoras*

LAN
Artículo 14 bis 3
El IMTA tiene como misión realizar investigación, desarrollar, adaptar y transferir tecnología, prestar servicios tecnológicos y preparar recursos humanos calificados para el manejo, conservación y rehabilitación del agua y su entorno, a fin de contribuir al desarrollo sustentable.
XIII. Promover la educación y la cultura en torno al agua. (*Podría incluir el tema de especies invasoras*).

Se ha incluido el tema de especies invasoras en el posgrado de la UANL

El tema se trata en los libros para maestros de primaria de 1º a 6º grado, que distribuye la SEP en todo el país.

El IBUNAM inició un ciclo de cursos anuales sobre especies exóticas invasoras; se ha realizado el primero.

Meta 3.3. *Existen guías informativas y de identificación de las especies invasoras de mayor preocupación, actualizadas y accesibles para el personal asociado a las vías de introducción y dispersión*

La Conabio cuenta con un importante número de fichas informativas sobre especies invasoras acuáticas de acceso público (*www.conabio.gob.mx/invasoras/index.php/Portada*) y está iniciando un programa de ciencia ciudadana para compartir datos y recibir apoyo en la identificación (*http://conabio.inaturalist.org*).

Se cuenta con el Programa de Código de Barras que está siendo utilizado para estudiar especies invasoras (Ecosur).

Meta 3.4. *Existen redes interinstitucionales e interdisciplinarias consolidadas para el apoyo y la ejecución de programas de educación y divulgación sobre especies invasoras*

La Red Temática de Especies Exóticas, integrada por la UANL, UABC, Umar y otras universidades que pronto se anexarán (*www.fcb.uanl.mx/www/latest/ciclo_de_conferencias_especies_exoticas_de_mexico.html*).

Sección IV
ESTADO ACTUAL DE LAS INVASIONES DE ALGAS Y PLANTAS ACUÁTICAS

12 ALGAS MARINAS NO NATIVAS EN LA COSTA DEL PACÍFICO MEXICANO

Luis Ernesto Aguilar-Rosas,* Francisco Flores Pedroche
y José Antonio Zertuche-González

* Autor para recibir correspondencia: <aguilarl@uabc.edu.mx>

Aguilar-Rosas, L.E., F. Flores Pedroche y J.A. Zertuche-González. 2014. Algas marinas no nativas en la costa del Pacífico mexicano, en R. Mendoza y P. Koleff (coords.), *Especies acuáticas invasoras en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, pp. 211-222.

RESUMEN

El presente trabajo resume la información disponible sobre las especies de macroalgas marinas no nativas introducidas al Pacífico mexicano. A la fecha se ha confirmado la presencia de 16 especies introducidas; dos verdes, siete pardas y siete rojas. De estas especies, ocho pudieran comportarse como invasoras *Cladostephus spongiosus*, *Sargassum horneri*, *S. muticum*, *Undaria pinnatifida*, *Chondracanthus squarrulosus*, *Grateloupia turuturu*, *Gracilaria vermiculophylla* y *Acanthophora spicifera*. La mayoría de estas especies son nativas de Japón o Corea. Aunque no siempre es sencillo determinar su vector de introducción, para la mayoría de los casos es probable suponer que han sido introducidas por embarcaciones, aunque algunos casos están relacionados con la acuicultura. En México, la legislación y las estrategias para evitar la introducción de especies no nativas no han sido eficaces, como lo demuestran los frecuentes nuevos hallazgos de estas especies en las costas mexicanas. Es necesario integrar esfuerzos del gobierno, la academia y la industria para tratar de resolver o controlar la introducción de especies no nativas.

ABSTRACT

This chapter summarizes available information on the non-native seaweeds introduced into the Mexican Pacific. To date, the presence of 16 species has been confirmed: two green, seven brown and seven red species. Of these, eight could behave as invasive: Cladostephus spongiosus, Sargassum horneri, S. muticum, Undaria pinnatifida, Chondracanthus squarrulosus, Grateloupia turuturu, Gracilaria vermiculophylla, *and* Acanthophora spicifera*. The majority of these species are native of Japan and Korea. Although it is not always easy to determine the vector of introduction, for the majority of these species, it is very likely that they have been introduced through vessels although some cases could be associated to aquaculture. In Mexico, the legislation and the strategies to avoid the introduction of non-native species have not been effective as frequent new findings of non-native species in Mexican coasts are common. There is a need to integrate government agencies, academia and industry to try to solve or control the introduction of non-native species.*

INTRODUCCIÓN

El tema de la introducción de especies en el ámbito global, ha tomado gran importancia en las últimas décadas, principalmente por los efectos que causan sobre las especies nativas, modificando la biodiversidad (Miller *et al*., 2011; Bañón-Díaz, 2012). Históricamente se ha señalado que los humanos han sido los causantes de la introducción de especies a nuevos ambientes, lo que ha permitido que se traspasen las barreras de distribución natural de las especies (Carlton, 1996) como consecuencia del incremento de tráfico de todo tipo (marítimo, aéreo y terrestre), producto del desarrollo global.

Los casos de especies introducidas de organismos terrestres son los más documentados (Bossard *et al*., 2000; Vilà *et al*., 2006; Okolodkov *et al*., 2007, Espinoza-García *et al*., 2009), en comparación con organismos marinos y, sobre todo, con las especies de algas marinas, de las cuales pocas acciones se han llevado a cabo para conocer sus registros y cómo minimizar su introducción (Espinoza-Ávalos, 1993; Okolodkov *et al*., 2007; Murray *et al*., 2007; IMTA *et al*., 2007; Miller *et al*., 2011).

En general se ha señalado que el proceso de conocimiento de las especies introducidas surge primeramente con los registros de hallazgos y su distribución, para implementar planes de erradicación, además de determinar los posibles efectos ecológicos (Okolodkov *et al*., 2007; Murray *et al*., 2007; IMTA *et al*., 2007). A pesar de que en las últimas dos décadas se ha documentado un incremento de nuevos hallazgos en las costas mexicanas (Aguilar-Rosas *et al*., 2004; Mazariegos-Villarreal *et al*., 2010; Aguilar-Rosas *et al*., 2011; Miller *et al*., 2011; Ávila *et al*., 2012), es evidente la carencia de estudios que permitan conocer cuáles especies de algas introducidas se encuentran actualmente, y sobre todo estudios que indiquen el daño o impacto ambiental, social y económico que ocasionan estas especies (Okolodkov *et al*., 2007; Miller *et al*., 2011).

El presente trabajo trata sobre las especies de algas introducidas potencialmente invasoras en la costa del Pacífico de México. Se incluye su distribución, análisis de los mecanismos de introducción y desplazamiento. Se exponen los avances en temas de investigación que se han realizado, con el objeto de establecer antecedentes que permitan vislumbrar diversos temas de investigación, encaminados a la prevención y control de estas especies.

ESPECIES INTRODUCIDAS EN MEXICO

El Instituto de Investigaciones Oceanológicas y la Facultad de Ciencias Marinas de la Universidad Autónoma de Baja California cuentan con un programa de monitoreo sistemático sobre la flora marina de la costa del Pacífico de México, lo que ha permito encontrar y registrar varias especies consideradas como introducidas, las cuales en su mayoría son nativas de la costa asiática (Aguilar-Rosas y Aguilar-Rosas, 1985; Aguilar-Rosas *et al*., 2004; Aguilar-Rosas *et al*., 2006; Miller *et al*., 2011; Aguilar-Rosas *et al*., 2012b). Con base en la revisión de bases de datos de registros curatoriales de los principales herbarios nacionales, bibliografía y datos de campo, hemos podido confirmar hasta el momento 16 especies introducidas para la costa del Pacífico mexicano (cuadro 1), de las cuales ocho podrían ser consideradas como especies invasoras debido a que son abundantes en las áreas donde han sido reportadas. Cuatro especies son algas pardas (Ochrophyta): *Cladostephus spongiosus* (Mazariegos-Villarreal *et al*., 2010), *Sargassum horneri* (Aguilar-Rosas *et al*., 2007), *S. muticum* (Aguilar-Rosas y Aguilar-Rosas, 1985) y *Undaria pinnatifida* (Aguilar-Rosas *et al*., 2004), y cuatro especies son algas rojas (Rhodophyta): *Chondracanthus squarrulosus* (IMTA *et al*., 2007), *Grateloupia turuturu*

Cuadro1. **Macroalgas introducidas en la costa del Pacífico mexicano**

Especie	*Origen*	*Vector de introducción*
Ulva fasciata	Grecia	Desconocido
Ulva pertusa	Japón	Desconocido
*Cladostephus spongiosus**	Inglaterra	Desconocido
Cutleria cylindrica	Japón	Desconocido
Dictyopteris prolifera	Corea	Desconocido
*Sargassum horneri**	Corea	Incrustante
*Sargassum muticum**	Japón	Incrustante
Scytosiphon gracilis	Japón	Desconocido
*Undaria pinnatifida**	Japón	Incrustrante
Caulacanthus ustulatus	Europa	Desconocido
*Chondracanthus squarrulosus**	México	Translocada
*Grateloupia turuturu**	Corea	Desconocido
*Gracilaria vermiculophylla**	Japón	Desconocido
Lomentaria hakodatensis	Japón	Desconocido
Pyropia suborbiculata	Japón	Desconocido
*Acanthophora spicifera**	EUA	Desconocido

* Potencialmente invasora

(Aguilar-Rosas *et al.*, 2012), *Gracilaria vermiculophylla* (Bellorin *et al.*, 2002) y *Acanthophora spicifera* (Ávila *et al.*, 2012).

Posibles casos de especies invasoras

Cladostephus spongiosus

Esta especie es originaria de las costas de Inglaterra y presenta una distribución geográfica que incluye las costas de Argentina, las costas templadas de Europa, África, Australia y Nueva Zelanda (Guiry y Guiry, 2012). En la costa del Pacífico mexicano, *C. spongiosus* fue registrada recientemente (Mazariegos-Villarreal *et al.*, 2010) y después se han localizado poblaciones en la bahía de Sebastián Vizcaíno e isla Guadalupe (Aguilar-Rosas *et al.*, 2012a). Durante muestreos realizados en Playa Esmeralda y en El Tomatal en 2006, en bahía Vizcaíno, y en varias localidades de isla Cedros en 2010, se estimó un promedio de 50 ejemplares por metro cuadrado (45 a 53 ejemplares por m^2, $n = 5$, $DS = 3$), cubriendo más de 50% del sustrato en donde habitan, lo que nos permite sugerir inicialmente que su comportamiento es invasor y que merece especial atención por su abundancia.

Cabe señalar que los hallazgos recientes de *C. spongiosus* en México (Mazariegos-Villarreal *et al.*, 2010; Aguilar-Rosas *et al.*, 2012a) representan los primeros registros para la costa del Pacífico de América, un área geográfica muy alejada del intervalo de distribución geográfica conocido.

Se ha sugerido que la introducción y el establecimiento de *C. spongiosus* en México están relacionados con el tráfico comercial de embarcaciones, principalmente de la compañía Exportadora de Sal, S.A., que continuamente arriban a los puertos de las islas. La introducción fue posiblemente como organismos incrustantes o como parte del agua de lastre (Aguilar-Rosas *et al.*, 2012a). Su desplazamiento y colonización hacia nuevas localidades en las islas se está dando probablemente por medio de embarcaciones menores, pues se han observado ejemplares entre las artes de pesca.

Sargassum horneri

Esta especie es nativa de las costas templadas de Japón y Corea, con distribución relativamente restringida a esas aguas asiáticas del noreste (Guiry y Guiry, 2012). En México su primer registro corresponde a las localidades de La Jolla y Rancho Packard, ambos campos turísticos en la bahía de Todos Santos, Baja California (Aguilar-Rosas *et al.* 2007).

Recolectas recientes indican que actualmente se encuentra dispersa en numerosas localidades en la bahía Todos Santos, isla Todos Santos, hacia el norte en La Salina, Bajamar, y hacia el sur en Punta Banda, Punta Santo Tomás hasta Krutsio, en bahía Vizcaíno, incluyendo poblaciones en isla Cedros.

Se especula que el establecimiento de *Sargassum horneri* en Baja California está relacionado con el tráfico de barcos de carga y cruceros turísticos que arriban al puerto de Ensenada (Aguilar-Rosas *et al.*, 2007), como organismo incrustante o como parte del agua de lastre, y que su desplazamiento y la colonización de nuevas localidades se esté dando mediante las corrientes marinas, debido a las características morfoanatómicas de la especie.

Con base en los registros de introducción de otras especies de *Sargassum* con las mismas características "agresivas" de *S. muticum*, que actualmente es considerada como una maleza en varios países, incluyendo México, se considera casi imposible la erradicación de *S. horneri*, ya que su dispersión no estará limitada, debido a que posee numerosas estructuras de flotación y a que presenta un sistema de reproducción que es altamente eficiente (Aguilar-Rosas *et al.*, 2007; Miller *et al.*, 2006), por lo que se incrementará en el futuro. Sólo basta un fragmento con estructuras de flotación y reproductoras para que se desplace por las corrientes marinas locales, sea depositado en la playa y vaya colonizando nuevas localidades.

Sargassum muticum

El caso de *S. muticum* ha llamado considerablemente la atención por su carácter de especie introducida e invasora. Esta especie es nativa de las costas de Japón, pero ha sido encontrada en diversos países de Europa (Guiry y Guiry, 2012). En América se ha registrado en la costa del Pacífico desde Alaska, Columbia Británica (Lindstrom, 1977), Oregon y California (Hansen, 1997) hasta México, en numerosas localidades de Baja California (Aguilar-Rosas y Aguilar-Rosas, 1993; Castañeda-Fernández-de-Lara *et al.*, 2005) y en Guadalupe, Baja California Sur; este último registro es el más sureño en la costa del Pacífico de América (Aguilar-Rosas y Aguilar-Rosas, 1993).

Los primeros registros de esta especie en costas mexicanas corresponden a material recolectado en Punta Banda (aproximadamente 160 km al sur de la

frontera con Estados Unidos) a principios de los años setenta (Setzer y Link, 1971; Devinny, 1978).

Esta especie posee características "agresivas" para invadir y colonizar nuevas áreas, como crecimiento rápido y un potencial reproductivo alto (Nicholson *et al*., 1981). Además, soporta variaciones de salinidad y temperatura amplias, y las numerosas estructuras de flotación (pneumatocistos) que posee permiten que los fragmentos a la deriva sean un medio efectivo de dispersión a grandes distancias (De Wreede, 1980; Aguilar-Rosas y Machado-Galindo, 1990).

La introducción de *Sargassum muticum* en la costa del Pacífico de América (Canadá) ha sido señalada como accidental y relacionada con el transporte del ostión japonés *Crassostrea gigas*, en cuyas conchas al parecer se encontraban adheridas pequeñas plántulas (Scagel, 1956; Nicholson, 1979). A partir de esta introducción, las corrientes marinas han sido el mecanismo sugerido para su desplazamiento de manera natural, colonizando localidades nuevas principalmente hacia el sur, llegando a la costa de Baja California Sur (Aguilar-Rosas y Aguilar-Rosas, 1993).

Undaria pinnatifida

Es una especie nativa de las costas templadas de Japón, ampliamente conocida en la región asiática, incluyendo China y Corea, y en Rusia (Guiry y Guiry, 2012). Ha sido introducida accidentalmente y registrada en la costa de Francia en el Mediterráneo (Pérez *et al*., 1981; Boudouresque *et al*., 1985), a lo largo de la costa del Atlántico, incluyendo España (Salinas *et al*., 1996; Cremades *et al*., 2006), Inglaterra (Fletcher y Manfredi, 1995) y Países Bajos (Gittenberger *et al*., 2010). También en Nueva Zelanda (Hay y Luckens, 1987), Tasmania (Sanderson, 1990), Australia (Campbell y Burridge, 1998) y en la costa de Argentina (Casas *et al.,* 2004). En el Pacífico de América ha sido observada en la región sur de California, de Los Ángeles a Long Beach, y en la isla Santa Catalina (Silva *et al*., 2002), y posteriormente hacia el norte en varias localidades de la bahía de San Francisco, Estados Unidos (Zabin *et al*., 2009). En México, hasta el año 2003 sólo se contaba con el registro de poblaciones en la isla Todos Santos, Baja California (Aguilar-Rosas *et al*., 2004). Actualmente hay poblaciones adicionales en Punta Banda, tanto en la parte protegida como en la expuesta y, recientemente, en abril del 2012, se localizó una población de ejemplares maduros de más de 2 m de largo creciendo sobre las estructuras de flotación de la marina del hotel y Marina Coral en la bahía de Todos Santos, Baja California, cuya distribución está confinada a esa bahía.

La forma de introducción de *Undaria pinnatifida* en la costa de México ha sido relacionada con las actividades de maricultivo de abulón y algas que se practicaron hace algunos años en la isla Todos Santos, por lo que su presencia es independiente de las cepas presentes en California asociadas al tráfico naval (Aguilar-Rosas *et al*., 2004; Zertuche-González *et al.,* 2006a; b). De la misma manera, ha sido comúnmente encontrada en varios países y asociada además a actividades de acuicultura (Zabin *et al.,* 2009).

Chondracanthus squarrulosus

Es una especie endémica del golfo de California; ha sido registrada en la costa este y oeste del golfo de California entre, los 27º y 31º N, en diversas localidades de Baja California, desde el norte de San Felipe hasta la bahía de las Ánimas, como *Gigartina pectinata* y *Chondracanthus pectinatus* (Norris, 1972; Pacheco-Ruiz *et al*., 1992; Barilotti y Zertuche-González, 1990; Zertuche-González *et al*., 2006b). Asimismo, se encuentra en algunas localidades en el norte de Sonora, desde Punta Gorda hasta bahía Bocochibampo (Dawson, 1950, 1961; Aguilar Rosas *et al*., 2002). En la actualidad, *C. squarrulosus* se desarrolla abundantemente y forma grandes mantos en la bahía de San Quintín, Baja California (IMTA *et al*., 2007), incluso de mejor manera que en su hábitat natural (Pacheco-Ruiz *et al*., 2005) y, debido a su importancia económica como materia prima para obtención de carragenina, es cosechada y comercializada por empresas locales. Se considera que *C. squarrulosus* es una especie translocada, que fue accidentalmente introducida como parte de organismos acompañantes de las almejas, transportada del golfo a la costa del Pacífico de Baja California (IMTA *et al*., 2007).

Chondracanthus squarrulosus ha sido señalada como una especie anual; aparece a principios de invierno, es más abundante durante la primavera y tiende a desaparecer completamente a mediados de verano, debido a las altas temperaturas del agua de mar (Pacheco-Ruiz *et al*., 1992). Sin embargo, es posible mantenerla en forma perenne cuando se cultiva en temperaturas que no excedan los 23 ºC (Zertuche-González, 1990). Esta característica hace de esta especie un alga capaz de comportarse como una invasora si se traslada al Pacífico templado. A partir de la comercialización de una especie de almeja del golfo de California, transportada

de la bahía de Los Ángeles (golfo de California) a la de San Quintín (costa del Pacífico de Baja California) entre 1995 y 2000, aparentemente se introdujo de manera accidental como organismo acompañante de las almejas. Este tipo de introducción es conocida como "translocación"; es un caso particular que requiere estudios para determinar su posible impacto ecológico sobre las especies locales (IMTA *et al.*, 2007).

Grateloupia turuturu
Especie nativa de las costas de Japón y Corea (Yamada, 1941; Verlaque *et al.,* 2005) que fue observada por primera vez, fuera de su intervalo de distribución nativa, en 1973 en Porstmouth, Inglaterra (Farnham e Irving, 1973); posteriormente ha sido registrada en China (Xia, 2004) y a lo largo de la costa atlántica del este de Europa (Gavio y Fredericq, 2002; Guiry y Guiry, 2012). Asimismo, se ha encontrado en varios países de la costa atlántica africana, desde Mauritania hasta Namibia (John *et al.*, 2004), además de Australia, Nueva Zelanda (D'Archino *et al.*, 2007) y Tasmania (Saunders y Withall, 2006).

En la costa del Pacífico de América fue reportada en Santa Bárbara, California, y en la región sur de California, de Los Ángeles a Long Beach, y en la isla Santa Catalina (Silva *et al.,* 2002; Hughey *et al.*, 2009). En México se encontró por primera vez en el puerto de Ensenada, Baja California (Aguilar Rosas *et al.*, 2012b) y recientemente, en abril de 2012, se recolectaron y observaron ejemplares maduros creciendo en las estructuras de los muelles, cuerdas, boyas y en los cascos de embarcaciones menores como yates y barcos pesqueros de flotación en el puerto de Ensenada y en la marina del hotel y Marina Coral en la bahía de Todos Santos, Baja California. Aunque se requieren estudios específicos para determinar si su comportamiento es el de una especie invasora, se ha observado que *G. turuturu* se desarrolla comúnmente como especie dominante en las instalaciones portuarias. A la fecha no se ha desplazado hacia áreas aledañas de la bahía de Ensenada y, por lo tanto, su introducción y asentamiento parecen tener un impacto menor y local sobre las especies nativas (Aguilar Rosas *et al.*, 2012b).

Gracilaria vermiculophylla
Es una especie común en países asiáticos, así como en diversos países de Europa (Guiry y Guiry, 2012). En la costa del Pacífico de América se cuenta con registros reconfirmados en Elkhorn Slough, California, Estados Unidos (Goff *et al.*, 1994; Miller *et al.*, 2011), y en el estero de Punta Banda, Baja California, México, con especímenes identificados utilizando análisis moleculares (Bellorin *et al.*, 2002; 2004). Cabe señalar que históricamente *G. vermiculophylla* se ha reportado con otros nombres en Punta Rosarito, Baja California (Pacheco-Ruiz y Aguilar-Rosas, 1984), en bahía Magdalena, Baja California Sur (Taylor, 1939) y en diversas localidades del golfo de California (Setchell y Gardner, 1924; Dawson, 1944), incluyendo registros en varias lagunas costeras de Sinaloa (Ochoa-Izaguirre *et al.*, 2007; Orduña-Rojas *et al.*, 2008a; b), hasta Salina Cruz en Oaxaca (Dawson, 1949; Mateo-Cid y Mendoza-González, 2001), en donde crece abundantemente formando grandes mantos sobre el sustrato fangoso de las lagunas costeras, por lo que se ha sugerido que su comportamiento es el de una especie invasora.

Su distribución en la costa del Pacífico de México no ha sido aclarada del todo, por lo complejo que resulta distinguir las diferentes especies de *Gracilaria* utilizando la taxonomía tradicional (Gurgel *et al.*, 2004; Thomsen *et al.*, 2005).

Hasta el momento no se ha documentado la manera de introducción de *G. vermiculophylla* en diversas regiones, pero se han referido algunos posibles mecanismos como vectores potenciales: trasplante de ostras, agua de lastre o como organismos incrustantes de embarcaciones (Thomsen *et al.*, 2005). Algunos autores han recomendado, para que la identificación sea correcta, que se confirmen los análisis morfológicos con los moleculares, para evitar la confusión taxonómica de invasiones crípticas (Trowbridge, 1998; Thomsen *et al.*, 2005). Éste es un caso importante que requiere estudios taxonómicos para determinar su estatus, y más adelante realizar estudios para conocer su posible impacto ecológico. Seguramente después de que se realicen estudios moleculares de las localidades del Pacífico de México se podrá precisar su distribución, y quizá encontremos que *G. vermiculophylla* es mucho más común de lo que pensamos (Miller *et al.*, 2012).

Acanthophora spicifera
Especie nativa de la costa de Florida (Jong *et al.*, 1999) que tiene una amplia distribución en los mares tropicales y subtropicales del mundo (Guiry y Guiry, 2012). El primer registro de esta especie en las costas del Pacífico de México ha sido reportado por Ávila *et al.* (2012) para la bahía de La Paz (golfo de California), quienes indican que se encuentra comúnmente en las costas rocosas

poco profundas de la bahía, además de que muestran los resultados de estudios sobre la dinámica y los efectos potenciales de esta especie invasora en la biota nativa.

La vía de introducción no ha sido documentada, aunque se ha sugerido que pudo darse de manera no intencional, como parte de los organismos incrustantes de los cruceros que transitan de la costa del Atlántico a la costa del Pacífico vía el canal de Panamá, y que arriban al puerto de La Paz y a San Diego, California (Ávila *et al.*, 2012). Este mecanismo de introducción también ha sido sugerido para otras localidades del Pacífico central, como Guam, las Islas Marshall y Hawái (Doty, 1961; Tsuda *et al.*, 2008). Adicionalmente, Ávila *et al.* (2012) señalan que para confirmar el origen de estas poblaciones de *Acanthophora spicifera* se deben realizar estudios filogeográficos.

MECANISMOS DE INTRODUCCIÓN

Históricamente se han documentado las formas o procesos con los que las macroalgas marinas son introducidas de manera no natural en alguna región en particular. Asimismo, se han indicado rutas de introducción que pueden ser accidentales o intencionales y, cuando se refiere el término vector en el tema de introducción de organismos, se relaciona con la manera como son transportados (Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras, 2010; Bañón-Díaz, 2012). Aunque se han formulado hipótesis para explicar algunos casos puntuales (Rueness, 2005; Ávila *et al.*, 2012), hasta el momento no ha sido posible obtener resultados confiables sobre las rutas de introducción o los vectores para cada una de las especies consideradas como ajenas a la flora local, debido a la falta de estudios específicos que aclaren esta situación.

Algunos casos concretos de introducciones de especies son relacionados con el transporte intencional de organismos con fines de cultivo (p. ej., ostras), que son llevados de un sitio o región a otro, y que involucran el traslado secundario de algunas especies de macroalgas, lo que propicia su introducción y comienzan de esta manera su desarrollo en un hábitat nuevo (Bañón-Díaz, 2012). Un ejemplo de esta situación es el caso del alga parda *Sargassum muticum*, cuya presencia en la costa del Pacífico de América y México está relacionada con la importación y el cultivo del ostión japonés *Crassostrea gigas* (Nicholson, 1979; Aguilar-Rosas y Aguilar-Rosas, 1985).

La introducción intencional de macroalgas para su cultivo o bien como especies decorativas para acuarios, que por diversas causas termina desarrollándose en áreas silvestres, es considerado también un mecanismo de introducción, que en México no ha sido documentado. La prevención y el control de la introducción de macroalgas y otros organismos deben estar ligados a un programa que permita la coordinación, promueva la cooperación y la aplicación de las leyes y reglamentos sanitarios, tanto nacionales como internacionales. Se considera urgente el establecimiento de programas coordinados, constantes y sostenidos, para identificar las especies colonizadoras no nativas o posibles casos de especies invasoras, y reconocer los mecanismos de introducción, con el propósito de definir estrategias para su control o erradicación y evitar los posibles daños a la biodiversidad.

El vector de introducción no intencional se ha asociado recientemente a las especies *Sargassum muticum*, *S. horneri* y *Grateloupia turuturu* (cuadro 1), ya que han sido recolectadas y observadas creciendo como organismos incrustantes en los cascos de las embarcaciones (yates turísticos) del puerto de Ensenada y marinas privadas (L.E. Aguilar, com. pers.). Asimismo, se ha detectado que *Sargassum muticum* y *S. horneri* se dispersan como consecuencia de las corrientes locales, debido a que estos organismos presentan estructuras de flotación que permiten que fragmentos con estructuras reproductoras floten a la deriva y sean transportados de manera natural a diversos sitios para desarrollar poblaciones nuevas y colonizar (Aguilar-Rosas y Aguilar-Rosas, 1993; Aguilar-Rosas *et al.*, 2007).

CONSECUENCIAS DEL CAMBIO CLIMÁTICO

En los últimos años se ha llamado la atención sobre la alteración en la distribución y abundancia de las algas marinas, que modifican las comunidades de organismos y los ecosistemas marinos, provocada por el calentamiento de los océanos, producto a su vez del cambio climático global (Helmuth *et al.*, 2006; Kordas *et al*, 2011; Wernberg *et al.*, 2011). En particular, las algas marinas son especialmente sensibles a estos cambios y responden rápidamente a la alteración de las condiciones oceanográficas (Díaz-Pulido *et al.*, 2007; Miller *et al.*, 2011). El incremento de la temperatura de los océanos altera la fotosíntesis y provoca el crecimiento acelerado de algunas especies de macroalgas (Wernberg *et*

al., 2011). De la misma manera, como consecuencia del cambio climático, se traspasan las fronteras biogeográficas de los organismos y se producen modificaciones en las corrientes oceánicas, permitiendo la proliferación y el incremento de especies introducidas que alteran la biodiversidad regional y en ciertos casos propician el comportamiento invasor de algunas especies (Broom *et al*., 2002; Sorte *et al*., 2010; Sangil *et al*., 2012).

A pesar de que se conocen los efectos negativos que propicia el calentamiento global, y de que en México ya es considerado como un fenómeno alarmante (Magaña y Gay, 2002; Magaña *et al*., 2004; Greenpeace, 2010), no existen antecedentes de estudios que den a conocer sus efectos sobre las comunidades de macroalgas (Pedroche *et al*., 2005; 2008). Es evidente que a corto y mediano plazos, se deberán plantear estudios para tratar este tema, puesto que enmarca algunas especies de importancia económica que pudieran ser afectadas por la introducción o invasión de macroalgas, como los grandes bosques y mantos de *Macrocystis pyrifera*, *Gelidium robustum*, *Gracilaria vermiculophylla*, *Chondracanthus squarrulosus* (Murray *et al*., 2007).

Ante tal problemática se considera preponderante que las instituciones de investigación y gubernamentales, así como grupos ecologistas se involucren para proponer programas y estudios sistemáticos en los ámbitos local, regional, nacional e internacional, que contribuyan con información básica y especializada sobre el cambio climático y los efectos del calentamiento global en las comunidades de macroalgas, ante el incremento de registros de especies introducidas o invasoras que se han reportado en nuestras costas (Miller *et al*., 2011), y explorar la posibilidad de mitigar sus efectos (Sorte *et al*., 2010).

CONSIDERACIONES FINALES

A pesar de que los primeros registros de especies introducidas en México datan de 1944, con los reportes de *Caulacanthus ustulatus* y *Lomentaria hakodatensis* (Dawson, 1944), no es sino hasta las últimas dos décadas cuando se ha incrementado considerablemente a 16 especies el número de los hallazgos (cuadro 1), de las cuales 80% son de origen asiático provenientes presumiblemente de Corea y Japón. Esta situación ha sido mencionada por algunos autores como una condición preocupante, en particular debido a los efectos negativos que puede tener sobre la biodiversidad (Pedroche y Sentíes-Granados, 2003; Miller *et al*., 2011; Ávila *et al*., 2012). Se cree que estas especies ya están causando algunos problemas en los ecosistemas, alterando la biodiversidad, situación que a la fecha no ha sido documentada. Cabe señalar algunos casos que se consideran alarmantes, como las especies de sargazos *Sargassum muticum* (Aguilar-Rosas y Aguilar-Rosas, 2003) y *S. horneri* (Aguilar Rosas *et al*., 2007). La problemática sobre las especies introducidas e invasoras ha sido reconocida y tratada globalmente como una situación imperante de conservación, por lo que el desarrollo del conocimiento de estas especies debe continuar. En México, los aspectos de legislación (Okolodkov *et al*., 2007) y las estrategias sobre control, manejo y erradicación ya han sido presentados y discutidos ampliamente en diversos foros gubernamentales y no gubernamentales. Sin embargo, son escasos los trabajos que se han llevado a cabo sobre las especies de macroalgas marinas (Murray, 2007; IMTA *et al*., 2007; Miller *et al*, 2011; Ávila *et al*., 2012) y las acciones para frenar su introducción han sido casi nulas, como lo muestran los frecuentes hallazgos de estas especies en nuestras costas (Mazariegos-Villarreal *et al*., 2010; Aguilar-Rosas *et al*., 2011, Miller *et al.,* 2011). Es claro que hace falta proponer leyes, reglamentos y programas al sector oficial que contemplen además proyectos de investigación. Se requiere la voluntad de integrar esfuerzos y apoyos de todos los sectores, incluyendo las instituciones de investigación, para tratar de resolver o controlar la introducción de especies.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a la Universidad Autónoma de Baja California (13a y 14a Convocatoria de Investigación UABC, 403/1/N/53/13; CA 403/1/C/50/14), a la Universidad Autónoma Metropolitana-Lerma y a la Conabio (FB1389/GN007/09) por el apoyo y financiamiento para este trabajo. A Maricarmen Necoechea, Filiberto Núñez Cebrero y Cristiane V. Aguilar Rosas, por su asistencia en el laboratorio y manejo de bases de datos.

REFERENCIAS

Aguilar-Rosas, L.E., R. Aguilar-Rosas, L.E. Mateo-Cid y A.C. Mendoza-Gonzáles. 2002. Marine algae from the Gulf of Santa Clara, Sonora, Mexico. *Hydrobiologia* **477**:231-238.

Aguilar-Rosas, L.E., R. Aguilar-Rosas, H. Kawaii, S. Uwai y E. Valenzuela-Espinoza. 2007. New record of *Sargassum filicinum* Harvey (Fucales, Phaeophyceae) in the Pacific Coast of Mexico. *Algae* **22**(1):17-21.

Aguilar-Rosas, L.E., S.M. Boo, F. Correa-Sandoval, A. Ramírez-Valdez, I. Giffard-Mena y C.V. Aguilar-Rosas. 2011. First record of *Dictyopteris prolifera* (Dictyotales: Phaeophyceae) on the Eastern Pacific coast. *Mar. Biod. Rec.* **4**:1-5.

Aguilar-Rosas, L.E., F. Núñez-Cebrero y C.V. Aguilar-Rosas. 2012a. La presencia del alga europea *Cladostephus spongiosus* (Hudson) C. Agardh (Sphacelartiales, Ochrophyta) en la península de Baja California, México: especie introducida. *Polibotánica* **34**:23-30.

Aguilar-Rosas, L.E., S.M. Boo, K.M. Kim y C.V. Aguilar-Rosas. 2012b. Primer registro de *Grateloupia turuturu* (Halimenaiceae, Rhodophyta) en la costa del Pacífico mexicano. *Hidrobiológica* **477**:231-238.

Aguilar-Rosas, R., y L.E. Aguilar-Rosas. 1985. *Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt (Fucales, Phaeophyta) in Baja California coast, México. *Cien. Mar.* **11**:127-129.

Aguilar-Rosas, R., y L.E. Aguilar-Rosas. 1993. Cronología de la colonización de *Sargassum muticum* (Phaeophyta) en las costas de la península de Baja California, México (1971-1990). *Rev. Invest. Cient.* **4**(1):41-51.

Aguilar-Rosas, R., y A. Machado-Galindo. 1990. Ecological aspects of *Sargassum muticum* (Fucales, Phaeophyta) in Baja California, Mexico: Reproductive phenology and epiphytes. *Hydrobiología* **204/205**:185-190.

Aguilar-Rosas, R., L.E. Aguilar-Rosas, G.E. Ávila-Serrano y R. Marcos-Ramírez. 2004. First record of *Undaria pinnatifida*. (Harvey) Suringar (Laminariales, Phaeophyta) on the Pacific coast of Mexico. *Bot. Mar*. **47**:255-258.

Aguilar-Rosas, R., L.E. Aguilar-Rosas, G.Y. Cho y S.M. Boo. 2006. First record of *Scytosiphon gracilis* Kogame (Scytosiphonaceae, Phaeophytaceae) for the Pacific coast of Mexico. *Algae* **21**(1):11-13.

Ávila, E., M.C. Méndez-Trejo, R. Riosmena-Rodríguez, J.M. López-Vivas y A. Sentíes. 2012. Epibiotic traits of the invasive red seaweed *Acanthophora spicifera* in La Paz Bay, South Baja California (Eastern Pacific). *Mar. Ecol.* **33**:470-480.

Bañón-Díaz, R. 2012. Introducción al estudio de las especies exóticas marinas de Galicia. *Rev. Galega dos Recursos Mariños* (Monografías) **3**:1-67.

Barilotti, D.C., y J.A. Zertuche-González. 1990. Ecological effects of seaweed harvesting in the Gulf of California and Pacific Ocean off Baja California and California. *Hydrobiologia* **204/205**:35-40.

Bellorin, A.M., M.C. Oliveira, y E.C. Oliveira. 2004. *Gracilaria vermiculophylla*: A western Pacific species of Gracilariaceae (Rhodophyta) first recorded from the eastern Pacific. *Phycol. Res.* **52**:69-79.

Bellorin, A.M., M.C. Oliveira y E.C. Oliveira. 2002. Phylogeny and systematics of the marine algal family Gracilariaceae (Gracilariales, Rhodophyta) based on SSU rDNA and ITS sequences of Atlantic and Pacific species. *J. Phycol*. **38**:551-63.

Bossard, C.C., J.M. Randall y M.C. Hoshovsky. 2000. *Invasive plants of California's wildlands*. University of California Press, Berkeley.

Boudouresque, C.F., M. Gerbal y M. Knoepffer-Peguy. 1985. L'algue japonnaise *Undaria pinnatifida* (Phaeophyceae, Laminariales) en Méditerranée. *Phycologia* **24**:364-366.

Broom, J.E., W.A. Nelson, C. Yarish, W.A. Jones, R. Aguilar-Rosas y L.E. Aguilar-Rosas. 2002. A reassessment of the taxonomic status of *Porphyra suborbiculata*, *Porphyra carolinensis* and *Porphyra liliputiana* (Bangiales, Rhodophyta) based on molecular and morphological data. *Eur. J. Phycol.* **37**:227-235.

Campbell, S.J., y T.R. Burridge. 1998. Ocurrence of *Undaria pinnatifida* (Phaeophyta: Laminariales) in Port Phillip Bay, Victoria, Australia. *Mar. Freshw. Res.* **49**:379-381.

Carlton, J.T. 1996. Biological invasions and cryptogenic species. *Ecology* **77**:1653-1655.

Casas, G., R. Scrosati y M.L. Piriz. 2004. The invasive kelp *Undaria pinnatifida* (Phaeophyceae, Laminariales) reduces native seaweed diversity in Nuevo Gulf (Patagonia, Argentina). *Biol. Invasions* **6**:411-416.

Castañeda-Fernández de Lara, V., M.J. Butler, S. Hernández-Vázquez, S. Guzmán del Próo y E. Serviere-Zaragoza. 2005. Determination of preferred habitats of early benthic juvenile California spiny lobster, *Panulirus interruptus*, on the Pacific coast of Baja California Sur, Mexico. *Mar. Freshwater Res*. **56**:1-9.

Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras. 2010. *Estrategia nacional sobre especies invasoras en México, prevención, control y erradicación*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad – Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.

Cremades, J., O. Freire y C. Peteiro. 2006. Biología, distribución e integración del alga alóctona *Undaria pinnatifida* (Laminariales, Phaeophyta) en las comunidades bentónicas de las costas de Galicia (NW de la Península Ibérica). *An. Jar. Bot. Madrid* **63**(2):169-187.

D'Archino, R., W.A. Nelson y G.C. Zuccarello. 2007. Invasive marine red alga introduced to New Zealand waters: First record of *Grateloupia turuturu* (Halymeniaceae, Rhodophyta). *New Zeal. J. Mar. Fresh.* **41**:35-42.

Dawson, E.Y. 1944. The marine algae of the Gulf of California. *Allan Hancock Pac. Exped.* **3**:189-432.

Dawson, E.Y. 1949. Resultados preliminares de un reconocimiento de las algas marinas de la costa pacífica de México. *Rev. Soc. Mex. Hist. Nat.* **9**:215-255.

Dawson, E.Y. 1950. Notes on Pacific coast marine algae, V. *American J. Bot.* **37**:337-344.

Dawson, E.Y. 1961. Marine red algae of Pacific Mexico, Part 4: Gigartinales. *Pac. Naturalist* **2**:191-343.

Díaz-Pulido, G., L.J. McCook, A.W.D. Larkum, H.K. Lotze, J.A. Raven, B. Schaffelke, J.E. Smith y R.S. Steneck. 2007. Vulnerability of macroalgae of the Great Barrier Reef to climate change, en J.E. Johnson y P.A. Marshall (eds.), *Climate change and the Great Barrier Reef. Great Barrier Reef Marine Park Authority.* The Australian Greenhouse Office, and the

Department of Environment Water and Natural Resources, Townsville, pp. 153-192.

Devinny, J.S. 1978. Ordination of seaweed communities: Environment gradients at Punta Banda, Mexico. *Bot. Mar.* **21**:357-363.

De Wreede, R.E. 1980. The effect of some physical and biological factors on a *Sargassum muticum* community and their implications for commercial utilization, en I.A. Abbott, M.S. Foster y L.F. Eklund (eds.), *Pacific seaweed aquaculture, Symposium of P.A.S.G.A.P.*

Doty, M.S. 1961. *Acanthophora*, a possible invader of the marine flora of Hawaii. *Pac. Sci.* **15**:547-552.

Espinoza-Ávalos, J. 1993. Macroalgas marinas del Golfo de California, en S.I. Salazar-Vallejo y N.E. González (eds.), *Biodiversidad marina y costera de México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad y CIQRO, México, pp. 328-357.

Espinoza-García, F.J., J.L. Villaseñor y H. Vibrans. 2009. Biodiversity, distribution, and possible impacts of exotic weeds in Mexico, en T. Van Devender, F.J. Espinosa-García, B.L. Harper-Lore y T. Hubbard (eds.), *Invasive plants on the move. Controlling them in North America*. Arizona-Sonora Desert Museum Press, Tucson, pp. 43-52.

Farnham, W.F., y L.M. Irvine. 1973. The addition of a foliose species of *Grateloupia* to the British marine flora. *Brit. Phycol. J.* **8**:208-209.

Fletcher, R.L., y C. Manfredi. 1995. The occurrence of *Undaria pinnatifida* (Phaeophyceae, Laminariales) on the south coast of England. *Bot. Mar.* **38**:355-358.

Gavio, B., y S. Fredericq. 2002. *Grateloupia turuturu* (Halymeniaceae, Rhodophyta) is the correct name of the non-native species in the Atlantic known as *Grateloupia doryphora*. *Eur. J. Phycol.* **37**:349-360.

Gittenberger, A., M. Rensing, H. Stegenga y B. Hoeksema. 2010. Native and non-native species of hard substrata in the Dutch Wadden Sea. *Nederlandse faunistische Mededelingen* **33**:21-75.

Goff, L.J., D.A. Moon y A.W. Coleman. 1994. Molecular delineation of species and species relationships in the red algal agarophytes *Gracilariopsis* and *Gracilaria* (Gracilariales). *J. Phycol.* **30**:521-537.

Greenpeace. 2010. México ante el cambio climático: evidencias, impactos, vulnerabilidad y adaptación. México, Greenpeace: <*www.greenpeace.org/mexico/Global/mexico/report/2010/6/vulnerabilidad-mexico.pdf*>.

Guiry, M.D., y G.M. Guiry. AlgaeBase. 2012. World-wide electronic publication. National University of Ireland, Galway: <*www.algaebase.org*>.

Gurgel, C.F.D., S. Fredericq y J.N. Norris. 2004. Phylogeography of *Gracilaria tikvahiae* (Gracilariales, Rhodophyta): A study of genetic discontinuity in a continuously distributed species based on molecular evidence. *J. Phycol.* **40**:748-58.

Hansen, G.I. 1997. A revised checklist and preliminary assessment of the macrobenthic marine algae and seagrasses of Oregon, en T.N. Kaye, A. Liston, R.M. Love, D.L. Luoma, R.J. Meinke, y M.V. Wilson (eds.), *Conservation and management of native flora and fungi*. Corvallis, Native Plant Society of Oregon, pp. 175-200.

Hay, C.H., y P.A. Luckens. 1987. The Asian kelp *Undaria pinnatifida* (Phaeophyta: Laminariales) found in a New Zealand harbor. *New Zeal. J. Bot.* **25**:329-332.

Helmuth, B., N. Mieszkowska, P. Moore y S.J. Hawkins. 2006. Living on the edge of two changing worlds: Forecasting the responses of rocky intertidal ecosystems to climate change. *Ann. Rev. Ecol. Evol. Sys.* **37**:373-404.

Hughey, J.R., K.A. Miller y A. Lyman. 2009. California. *Madroño* **56**(4):293-295.

IMTA–Conabio–GECI–Aridamérica y The Nature Conservancy. 2007. *Especies invasoras de alto impacto a la biodiversidad. Prioridades en México*, en Ignacio J. March Mifsut y Maricela Martínez Jiménez (eds.), Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Jiutepec, Morelos.

John, D.M., W.F. Prud'homme van Reine, G.W. Lawson, T.B. Kostermans y J.H. Price. 2004. A taxonomic and geographical catalogue of the seaweeds of the western coast of Africa and adjacent islands. *Beihefte zur Nova Hedwigia* **127**:1-339.

Kordas, R.L., C.D.G., Harley y M.I. O'Connor. 2011. Community ecology in a warming world: The influence of temperature on interspecific interactions. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **400**:218-226.

Jong, Y.S.D.M. de, C. Hitipeuw y W.F. Prud'homme van Reine. 1999. A taxonomic, phylogenetic, and biogeographic study of the genus *Acanthophora* (Rhodomelaceae, Rhodophyta). *Blumea* **44**:217-249.

Lindstrom, S.C. 1977. An annotated bibliography of the benthic marine algae of Alaska. *Alaska Department of Fish and Game Technical Data Report* **31**:1-172.

Magaña, V.O., y C. Gay. 2002. Vulnerabilidad y adaptación regional ante el cambio climático y sus impactos ambientales, sociales y económicos. *Gaceta Ecológica* **65**:7-23.

Magaña, V., J.M. Méndez, R. Morales y C. Millán. 2004. Consecuencias presentes y futuras de la variabilidad y el cambio climático en México, en J. Martínez y A. Fernández (eds.), *Cambio climático: una visión desde México*. Instituto Nacional de Ecología, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, pp. 203-210.

Mateo-Cid, L.E., y C.A. Mendoza-González. 2001. Algas marinas bentónicas de la costa de Oaxaca, México. *Ann. Esc. Nac. Cien. Biol. México* **47**:11–26.

Mazariegos-Villarreal, A., R. Riosmena-Rodríguez, A.R. Rivera-Camacho y E. Zerviere-Zaragoza. 2010. First report of *Cladostephus spongiosus* (Sphacelariales: Phaeophyta) from the Pacific coast of Mexico. *Bot. Mar.* **53**:153-157.

Miller, K.A., J.M. Engle, S. Uwai y H. Kawai. 2006. First report of the Asian seaweed *Sargassum filicinum* Harvey (Fucales) in California, USA. *Biol. Invasions* **9**:609-613.

Miller, K.A., L.E Aguilar-Rosas y F. Pedroche. 2011. A review of non-native seaweeds from California, USA and Baja California, Mexico. *Hidrobiológica* **21**(3):240-254.

Murray, S.N., L. Fernández y J.A. Zertuche-González. 2007. *Status, environmental threats, and policy considerations for invasive seaweeds for the Pacific coast of North America*. USCSG-TR-02. 2007. Los Ángeles, University of Southern California Sea Grant Program.

Nicholson, N.L. 1979. *Sargassum muticum*: A Japanese seaweed

continues moving into new waters. 2nd National Coastal Shallow Washington Research Conference.

Nicholson, N.L., H. Hosmer, K. Bird, C. Shoemaker y C. Sloan. 1981. The biology of *Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt at Santa Catalina Island, California. *Proceedings of the International Seaweed Symposium* **8**:416-424.

Norris, J.N. 1972. Marine algae from the 1969 cruise of makrele to the northern part of the Gulf of California. *Bol. Soc. Bot. Méx.* **32**:1-30.

Ochoa-Izaguirre, M.J., R. Aguilar-Rosas y L.E. Aguilar-Rosas. 2007. *Catálogo de macroalgas de las lagunas costeras de Sinaloa*. Serie Lagunas Costeras. UNAM.

Okolodkov, Y.B., R. Bastida-Zavala, A.L. Ibáñez, J.C. Chapman, E. Suárez-Orales, F. Pedroche y F.J. Gutiérrez-Mendieta. 2007. Especies acuáticas no indígenas en México. *Ciencia y Mar* **11**:29-67.

Orduña-Rojas, J., R. Suárez-Castro, S. López-Álvarez, R. Riosmena-Rodríguez, I. Pacheco-Ruiz, J.A. Zertuche-González y A.E. Meling-López. 2008a. Influence of alkali treatment on agar from *Gracilariopsis longissima* and *Gracilaria vermiculophylla* from the Gulf of California, Mexico. *Cien. Mar.* **34**(4):503-511.

Orduña-Rojas, J., K.Y. García-Camacho, P. Orozco-Meyer, R. Riosmena-Rodríguez, I. Pacheco-Ruiz, J.A. Zertuche-González y A.E. Meling-López. 2008b. Agar properties of two species of Gracilariaceae from the Gulf of California, Mexico. *J. Appl. Phycol.* **20**(2):169-175.

Pacheco-Ruiz, I., y L.E. Aguilar-Rosas. 1984. Distribución estacional de Rhodophyta en el noroeste de Baja California. *Cien. Mar.* **10**:67-80.

Pacheco-Ruiz, I., J.A. Zertuche-González, A. Cabello-Pasini y B.H. Brinkhuis. 1992. Growth responses and seasonal biomass variation of *Gigartina pectinata* Dawson (Rhodophyta) in the Gulf of California. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **157**(2):263-274.

Pacheco-Ruiz, I., J.A. Zertuche-González y J. Espinoza-Ávalos. 2005. The role of secondary attachment discs in the survival of *Chondracanthus squarrulosus* (Gigartinales, Rhodophyta). *Phycologia* **44**:629-631.

Pedroche, F.F., y A. Senties-Granados. 2003. Ficología marina mexicana. Diversidad y problemática actual. *Hidrobiológica* **B**(1):23-32.

Pedroche, F.F., P.C. Silva, L.E. Aguilar-Rosas, K.M. Dreckmann y R. Aguilar-Rosas. 2005. *Catálogo de las algas marinas bentónicas del Pacífico de México. I. Chlorophycota*. UABC, Ensenada.

Pedroche, F.F., P.C. Silva, L.E. Aguilar-Rosas, K.M. Dreckmann y R. Aguilar-Rosas. 2008. *Catálogo de las algas marinas bentónicas del Pacífico de México. II. Phaeophycota*. UAM, México.

Pérez, R., J.Y. Lee y C. Juge. 1981. Observations sur la biologie de l'algue *Undaria pinnatifida* (Harvey) Suringar introduite accidentellemente dans l'étang de Thau. *Science et Péche* **315**:1-12.

Rueness, J. 2005. Life history and molecular sequences of *Gracilaria vermiculophylla* (Gracilariales, Rhodophyta), a new introduction to European waters. *Phycologia* **44**:120-128.

Salinas, J.M., E.M. Liera y C. Fuertes. 1996. Nota sobre la presencia de *Undaria pinnatifida* (Harvey) Suringar (Laminariales, Phaeophyta) en Asturias (mar Cantábrico). *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.* **12**:77-79.

Sanderson, J.C. 1990. A preliminary survey of the introduced macroalga *Undaria pinnatifida* (Harvey) Suringar on the east coast of Tasmania, *Australian Bot. Mar.* **33**:153-157.

Sangil, C., M. Sansón, J. Alfonso-Carrillo, R. Herrera, A. Rodríguez, L. Martín-García y T. Díaz-Villa. 2012. Changes in subtidal assemblages in a scenario of warming: Proliferations of ephemeral benthic algae in the Canary Islands (eastern Atlantic Ocean). *Mar. Environ. Res.* **77**:120-128.

Saunders, G.W., y R.D. Withall. 2006. Collections of the invasive species *Grateloupia turuturu* (Halymeniales, Rhodophyta) from Tasmania, Australia. *Phycologia* **45**:711-714

Scagel, R.F. 1956. Introduction of a Japanese alga *Sargassum muticum* into the northeast Pacific. *Fisheries Research Paper Washington Department of Fisheries* **1**:1-10.

Setchell, W.A., y N.L. Gardner. 1924. Expedition of the California Academy of Sciences to the Gulf of California in 1921: The marine algae. *Proceedings of the California Academy of Sciences, fourth series,* **12**:695-949.

Setzer, B., y C. Link. 1971. The wanderings of *Sargassum muticum* and other relations. *Stromatopod* **2**:5-6.

Silva, P.C., R.A. Woodfield, A.N. Cohen, L.H. Harris y J.H.R. Goddard. 2002. First report of the Asian kelp *Undaria pinnatifida* in the Northeastern Pacific Ocean. *Biol. Invas.* **4**:333-338.

Sorte, C.J.B., S.L. Williams y R.A. Zerebecki. 2010. Ocean warming increases threat of invasive species in a marine fouling community. *Ecology* **91**:2198-2204.

Taylor, W.R. 1939. Algae collected on the Presidential Cruise of 1938. *Smiths. Mis. Coll.* **98**(9):1-18.

Thomsen, M.S., C.F. Delugui-Gurgel, S. Fredericq y K.J. McGlathery. 2005. *Gracilaria vermiculophylla* (Rhodophyta, Gracilariales) in Hog Island Bay, Virginia: A cryptic alien and invasive macroalga and taxonomic correction. *J. Phycol.* **42**:139-141.

Trowbridge, C.D. 1998. Ecology of the green macroalga *Codium fragile* (Suringar) Hariot 1889: Invasive and non-invasive sub-species. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* **36**:1-64.

Tsuda, R.T., S.L. Coles, E.B. Guinther, O. Finlay, R. Andrew y F.L. Harris. 2008. *Acanthophora spicifera* (Rhodophyta: Rhodomelaceae) in the Marshall Islands. *Micronesica* **40**:245-252.

Verlaque, M., P.M. Brannock, T. Komatsu, M. Villalard-Bohnsack y M. Marston. 2005. The genus *Grateloupia* C. Agardh (Halymeniaceae, Rhodophyta) in the Thau Lagoon (France, Mediterranean): A case study of marine plurispecific introductions. *Phycologia* **44**:477-496.

Vilà, M., S. Bacher, P. Hulme, M. Kenis, M. Kobelt, W. Nentwig, D. Sol y W. Solarz. 2006. Impactos ecológicos de las invasiones de plantas y vertebrados terrestres en Europa. *Ecosistemas* **15**(2):13-23.

Wernberg, T., B.D. Russell, P.J. Moore, S.D. Ling, D.A. Smale, A. Campbell, M.A. Coleman, P.D. Steinberg, G.A. Kendricky y S.D. Connell. 2011. Impacts of climate change in a global hotspot for temperate marine biodiversity and ocean warming. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **400**:7-16.

Xia, B.M. 2004. *Flora algarum marinarum sinicarum. Tomus II. Rhodophyta No. III Gelidiales, Cryptonemiales, Hildenbrandiales*, Beijing, Science Press, pp. 1-203.

Yamada, Y. 1941. Notes on some Japanese algae IX. *Scientific Papers of the Institute of Algological Research, Faculty of Science, Hokkaido Imperial University* **2**:195-215.

Zabin, C.J., G.V., Ashton, C.W. Brown y G.M. Ruiz. 2009. Northern range expansion of the Asian kelp *Undaria pinnatifida* (Harvey) Suringar (Laminariales, Phaeophyceae) in western North America. *Aquat. Invas.* **4**(3):429-434.

Zertuche-González, J.A. 1990. Strategies for the continuous culture of non-perennial carregeenophytes from the Gulf of California, Mexico, en E.C. de Oliveira y N. Kautsky (eds.), *Cultivation of seaweeds in Latin America*. Int. Found. for Science, pp. 95-100.

Zertuche-González, J.A., L.E. Aguilar-Rosas y R. Aguilar-Rosas. 2006a. Invasión del alga Wakame. *Ciencia y Desarrollo* **32** (202):8-13.

Zertuche-González, J.A., L.A. Galindo-Bect, I. Pacheco-Ruiz y A. Gálvez-Telles. 2006b. Time-space characterization of commercial seaweed species from the Gulf of California using a geographical information system. *J. Appl. Phycology* **18**:543-550.

13 PLANTAS ACUÁTICAS EXÓTICAS Y TRASLOCADAS INVASORAS

Jaime Raúl Bonilla-Barbosa* y Betzy Santamaría Araúz

* Autor para recibir correspondencia: <bonilla@uaem.mx>

Bonilla-Barbosa, J.R., y B. Santamaría. 2013. Plantas acuáticas exóticas y traslocadas invasoras, en R. Mendoza y P. Koleff (coords.), *Especies acuáticas invasoras en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, pp. 223-247.

RESUMEN

México es un país con gran variedad de ecosistemas acuáticos que han permitido el establecimiento y desarrollo de especies de plantas tanto nativas como introducidas. Estas últimas son la mayor amenaza para la diversidad biológica en estos ambientes, ya que su introducción (intencional, accidental o natural) se manifiesta con un comportamiento invasivo que causa graves daños. Entre las aproximadamente 730 especies de plantas vasculares y vertebrados invasores registrados en México, actualmente existen 58 especies de plantas acuáticas consideradas exóticas y traslocadas invasoras que están afectando los ecosistemas en todo el territorio nacional, con diversas formas de vida, entre las que destacan por el número de especies las hidrófitas enraizadas emergentes, de hojas flotantes y de tallos postrados, y las hidrófitas libremente flotadoras y sumergidas. Usualmente tienen altas tasas reproductivas, de adecuación y adaptativas, lo cual, junto con la gran concentración de nutrimentos presentes en los cuerpos de agua provenientes de la actividad agrícola, urbana e industrial y la ausencia de enemigos naturales que puedan ejercer un control sobre este grupo de plantas, las han llevado a cubrir por completo numerosos cuerpos de agua del país (lagos, presas, bordos, ríos, manantiales, etc.). Los impactos ambientales que ocasionan incluyen cambios en la estructura y composición de las comunidades acuáticas y del ecosistema y su funcionamiento, así como la pérdida de especies nativas. El crecimiento desmedido de estas especies conlleva impactos económicos negativos (gasto invertido en su control o erradicación) y en otros casos positivos (uso de especies con diversos fines: artesanal, forrajero, alimentario, medicinal, restauración ambiental, entre otros). En este capítulo se describe el estado actual de las plantas acuáticas exóticas invasoras presentes en México y se señala la necesidad de tener estrategias de investigación y de vinculación que puedan ser apropiadas en los ámbitos regional y nacional.

ABSTRACT

Mexico is a country with a great variety of aquatic ecosystems that have enabled the establishment and development of both native and alien plant species. These last ones are the greatest threat to biodiversity in these environments because their introduction (intentional, accidental, or natural) manifests itself through invasive behavior that causes serious damage. Of the approximately 730 species of invasive vascular plants and vertebrates in Mexico, there are currently 58 species of aquatic plants that are considered alien and traslocated invasives and that are affecting ecosystems throughout Mexico. The life forms that stand out due to the number of species in each group are: rooted emergent hydrophytes, rooted submerged hydrophytes, rooted hydrophytes with floating leaves, rooted stem prostrate hydrophytes, free floating hydrophytes, and free submerged hydrophytes. The high rate of reproductive fitness and adaptive behavior of these plants, together with the high nutrient concentration in the water bodies from agricultural, urban and industrial activities, in addition to the absence of natural enemies that can exert control over these groups of plants, have allowed them to completely cover numerous water bodies in the country (lakes, rivers, springs, etc.). Their environmental impacts include changes in the structure and composition of aquatic communities and of the ecosystems as well as the loss of native species. The uncontrolled growth of these species leads to negative economic impacts (expenditure invested in its control or eradication), and in other cases positive impacts (use of species for various purposes, craft, fodder, food, medicinal, environmental restoration, among others). This chapter describes the current status of invasive alien aquatic plants present in Mexico, indicating the need for research and networking strategies that may be appropriate at both regional and national levels.

INTRODUCCIÓN

Las invasiones biológicas son consideradas como la segunda causa más importante de la extirpación o extinción de especies nativas, además de que causan fuertes pérdidas económicas por sus efectos negativos a los servicios que el ser humano obtiene de los ecosistemas acuáticos que infestan, y son una de las más serias amenazas para la biodiversidad (Vitousek *et al*., 1996; Lonsdale, 1999).

El término planta acuática invasora se aplica usualmente al conjunto de plantas que constituyen un "problema" en los usos o explotación de los cuerpos de agua, o bien cuando sus poblaciones rebasan 35% de la superficie del embalse. Además, también se considera como tal cualquier tipo de vegetación que debido a su crecimiento y reproducción acelerada puede causar desequilibrios ecológicos importantes en el ecosistema (Pieterse, 1990; Acosta y Agüedo, 2006).

Estas plantas también son conocidas como especies invasoras, que pueden ser exóticas o nativas. De acuerdo con la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) (actualmente Unión Mundial para la Naturaleza), una especie invasora es aquella especie exótica o traslocada que ha sido introducida accidental o intencionalmente fuera de su distribución natural, que tiene la capacidad de colonizar, invadir y persistir, y cuya introducción y dispersión amenazan la diversidad biológica, causando daños al ambiente, a la economía y a la salud humana. Las especies invasoras son introducidas por el hombre de manera intencional o accidental en nuevas áreas geográficas. En este caso, en cada invasión pueden reconocerse tres fases: introducción, establecimiento y expansión. Posteriormente a su establecimiento tienen el potencial de proliferar y diseminarse, en detrimento de los intereses humanos, los ecosistemas y su biodiversidad.

Varias de las especies de plantas acuáticas son consideradas a escala mundial como las invasoras más destructivas económica y biológicamente (Holm *et al*. 1977). Aunque muchas plantas acuáticas introducidas en los ecosistemas acuáticos al principio no causan problema, con el paso del tiempo se adecuan y, en ausencia de sus enemigos naturales, se multiplican rápidamente en su nuevo medio y se diseminan invadiendo otros ecosistemas naturales, convirtiéndose en plantas invasoras que desplazan la flora y fauna acuáticas nativas (Williamson, 1996; Champion, 2004).

Durante las últimas cuatro décadas, los cuerpos de agua dulce, tanto lénticos como lóticos de México, se han visto afectados de manera importante, debido a la introducción y el establecimiento de hidrófitas invasoras, lo que ha sido identificado como uno de los riesgos ambientales más críticos que actualmente enfrentan las especies, los hábitats acuáticos y la biodiversidad en general (Hopkins, 2001).

La propagación acelerada de especies acuáticas, y entre muchas de ellas las exóticas, ha estado asociada con la extinción de 54% de los casos en la fauna acuática nativa mundial (Harrison y Stiassny, 1999), de 70% de los peces de Norteamérica (Lassuy, 2002) y de 60% de los peces mexicanos (Contreras-Balderas, 1999). Además, su proliferación provoca graves problemas de índole económica, ecológica y de salud pública (Gopal, 1987; Barrett, 1989; Hernández y Pérez, 1995), debido a que, como un ejemplo, causan grandes problemas al interferir con actividades como la navegación, la pesca, la recreación y las actividades agrícolas (National Academy of Sciences, 1976; Klingman y Ashton, 1980).

En México han causado fuertes perjuicios varias especies de plantas acuáticas introducidas (Novelo y Martínez, 1989; Gutiérrez *et al*., 1997; Ramos *et al*., 2004). Sin embargo, en la actualidad, estudios que abarquen mayor información relacionada con las especies exóticas o traslocadas invasoras son aún escasos, incluyendo aquellos que se refieren a su distribución y sus implicaciones en el país, por lo que no se sabe con certeza cuántas especies exóticas se han establecido en México y dónde se distribuyen (Espinosa y Sarukhán, 1997; Villaseñor y Espinosa, 1998).

La escasa información sobre las plantas acuáticas exóticas y traslocadas en México y la necesidad de manejarlas o de impedir su expansión hacen necesario y urgente el conocimiento básico en torno a las especies tanto traslocadas como exóticas que ya han entrado al país, por lo que la presente contribución está enfocada al inventario, distribución e importancia de este grupo de plantas que forman parte importante de la flora y la vegetación acuáticas de México.

VÍAS DE INTRODUCCIÓN

La introducción de plantas a lugares lejanos de su lugar de origen ha sido una práctica común en la historia de la humanidad. Generalmente, los grandes movimientos colonizadores o de comercio han acarreado consigo

el movimiento de plantas útiles para el ser humano. Además de éstas, se han transportado inadvertidamente muchas especies como contaminantes o como polizones en diversas actividades (Mack, 1991). Entre las especies que se han introducido a otros lugares, una pequeña fracción, estimada entre 1 y 5% de ellas, causan severos problemas en los ecosistemas acuáticos naturales o artificiales (Mack, 1991).

Las especies acuáticas invasoras pueden introducirse en una nueva región mediante rutas naturales como el viento, las corrientes de ríos o marinas y otras formas de dispersión (a gran distancia), y por rutas artificiales creadas por la actividad humana, lo que ha propiciado la entrada masiva, intencional o accidental, de especies no nativas a los ecosistemas (Ashton y Mitchell, 1989).

Las rutas artificiales se pueden dividir en dos tipos: rutas de introducción intencionales, cuando resultan del transporte, comercio, manejo y liberaciones intencionales de organismos o propágulos, y rutas de introducción no intencionales, que transportan especies de manera indirecta, por ejemplo, las actividades asociadas a la construcción de infraestructura y vías de comunicación, agua de lastre, organismos adheridos a los cascos de los buques, importación de alimentos o turismo (Kriesch, 2007).

De las rutas artificiales destacan varias especies de plantas acuáticas como *Egeria densa, Eichhornia crassipes, Hydrilla verticillata*, *Hygrophila polysperma* y *Salvinia molesta*, que han sido introducidas en México por el comercio de plantas de ornato para acuarios o bien han sido flora acompañante de peces, también exóticos, importados a nuestro país, aunque ya en México se han distribuido de manera natural (Novelo y Martínez, 1989; Villaseñor y Espinosa, 1998; Mora-Olivo *et al.*, 2008).

De las rutas naturales, especies como *Arundo donax* y *Pistia stratiotes* se están distribuyendo rápidamente en los humedales de todo el país (March y Martínez, 2007), además de *Eichhornia crassipes*, *Typha domingensis* y *T. latifolia*, por medio de sus mecanismos reproductivos, sexual y asexual. En este sentido, la producción de flores, frutos y semillas ha permitido que los mecanismos de dispersión de estas últimas, por viento o agua, sean los factores que han facilitado la distribución de este grupo de plantas en los diversos ecosistemas que infestan. Por otro lado, el "carrizo gigante" se dispersa en clones y de manera muy rápida desplaza la vegetación nativa pues crece más rápido que las especies del lugar (Bell, 1997; Dudley, 2000), lo que también sucede con el "tule ancho", las "espadañas", la "lechuga de agua" y el "jacinto", los cuales se han observado directamente en el medio natural.

Mediante los registros históricos, antropológicos y palinológicos no se ha podido comprobar la existencia del lirio acuático (*E. crassipes*) en México durante la época precolombina, lo que hace posible que haya sido introducido voluntariamente de Sudamérica como planta de ornato a Estados Unidos hacia el año de 1884, por lo que quizá a partir de ese año se haya dispersado en forma natural por medio de aves migratorias hasta llegar a nuevos espacios en nuestro país (Miranda y Lot, 1999).

Otra especie es *H. polysperma*, de la que Mora-Olivo *et al.* (2008) indican su introducción en la laguna del Chairel, ubicada en el puerto de Tampico, Tamaulipas. De acuerdo con algunos autores (Ramey, 1990; Hall *et al.*, 1991b; Langeland y Burks, 1999), esta especie es originaria de India y Malasia. El primer registro para América fue realizado por Les y Wunderlin (1981), quienes indican que esta planta se reconoció en los años sesenta en el estado de Florida, desde donde se empezó a dispersar. En 1969 se efectuó la primera recolecta de *H. polysperma* en el estado de Texas (Angerstein y Lemke, 1994) y es muy probable que de ahí se haya diseminado a Tamaulipas. Asimismo, las lanchas e instrumentos de pesca que usan los turistas con fines recreativos han contribuido a la dispersión de esta y otras plantas acuáticas invasoras a grandes distancias. Es posible que de esta forma se haya estado dispersando esta especie de Estados Unidos a México, aunque también es probable que plantas de acuario hayan sido vertidas directamente en cuerpos de agua del sur de Tamaulipas, como ocurre en otras regiones (Novelo y Martínez, 1989).

Es importante considerar que los mecanismos de dispersión mostrados por las plantas acuáticas invasoras apoyan la posibilidad de que las especies tengan patrones amplios de distribución. Sin embargo, poco se sabe acerca de la manera en que las diásporas son realizadas, especialmente cuando es por medio del agua, el viento o los animales. En este sentido, para que realmente ayuden en la interpretación de los patrones de distribución, es necesario contar con evidencias concretas acerca de las estrategias de dispersión y su eficiencia para el establecimiento y propagación en el medio acuático.

Además, es necesario indicar que las especies de plantas acuáticas invasoras nativas del país se han translocado también, por los dos medios que se indi-

caron anteriormente, ya que este grupo de plantas está teniendo en México importancia ornamental, alimentaria, medicinal, forrajera, entre otros usos, y por las diversas estrategias reproductivas que han desarrollado para propagarse. Lo anterior ha causado que muchas de las especies colonicen cuerpos de agua de otras áreas geográficas y con ello causen problemas al ecosistema que infestan y al ser humano.

DIVERSIDAD

México tiene aproximadamente 25 000 especies de plantas, de las cuales 2.5% son acuáticas. De éstas, las plantas acuáticas invasoras tienen un papel importante en la flora, registrándose 30 familias, 42 géneros, 59 especies, dos subespecies y una variedad, tanto de helechos y plantas afines como de angiospermas acuáticas (monocotiledóneas y dicotiledóneas) (cuadro 1).

Es importante indicar que en el país se conocen al menos cerca de 800 especies exóticas invasoras, de las que 665 son plantas, que incluyen exóticas invasoras, malezas y especies traslocadas (Conabio, 2007a; b); además de éstas, algunas de las especies de plantas acuáticas que se comportan como invasoras no son originarias de nuestro país, como el caso del lirio acuático (*E. crassipes*), la oreja de ratón (*S. molesta*), la elodea (*E. densa*) y la hidrila (*H. verticillata*), entre otras especies introducidas. Algunas otras especies que se pueden señalar para nuestro país como invasoras y que han sido traslocadas a otros ecosistemas acuáticos mexicanos son la lechuguilla de agua (*P. stratiotes*), el tule (*Typha domingensis*), la verdolaga de agua (*Ludwigia peploides*), la cola de caballo (*Stuckenia pectinata*), el bosque de agua (*Najas guadalupensis*), el tule ancho (*Schoenoplectus californicus*) y los nenúfares (*Nymphaea ampla*), entre otras, con las cuales se han hecho muchos esfuerzos en la búsqueda de opciones efectivas y económicas para su control, ya que son muy altos los costos de manejo y conservación que ocasionan en las redes de distribución hidroagrícola y en los diversos cuerpos de agua que infestan (Bojórquez y Aguilar, 2007).

Respecto a los grupos taxonómicos, las especies de plantas acuáticas exóticas y traslocadas presentes en México están indicadas en el cuadro 2, las monocotiledóneas con 27 especies (seis exóticas y 21 traslocadas), las dicotiledóneas con 27 (ocho exóticas y 19 traslocadas), y en menor número los helechos y plantas afines con cuatro (una exótica y tres traslocadas).

Cuadro 1. **Familias, géneros y especies de plantas acuáticas exóticas** o traslocadas* presentes en México y sus nombres comunes**

Familia	
Especie	*Nombre común*
HELECHOS Y PLANTAS AFINES	
Equisetaceae	
Equisetum hyemale subsp. *affine**	carricillo, cañuela, cola de caballo
Salviniaceae	
*Azolla filiculoides**	helechito de agua
*Salvinia minima**	oreja de ratón
*Salvinia molesta***	helecho de agua, oreja de ratón, salvinia
ANGIOSPERMAS: MONOCOTILEDÓNEAS	
Araceae	
*Pistia stratiotes**	helecho flotador gigante, lechuga de agua, lechuguilla acuática, lechuguilla de agua, repollo de agua
Cyperaceae	
*Cyperus articulatus**	chintul grande, chintule, junco, tule, tule redondo
*Cyperus papyrus***	papiro
*Eleocharis elegans**	desconocido
*Schoenoplectus americanus**	tule ancho
*Schoenoplectus californicus**	tule ancho, tule bofo
Hydrocharitaceae	
*Egeria densa***	elodea
*Hydrilla verticillata***	hidrila, tomillo de agua
Lemnaceae	
*Lemna aequinoctialis**	lenteja de agua, lentejita de agua
*Lemna gibba**	chichicastle, lenteja de agua
*Lemna obscura**	lenteja de agua
*Wolffia brasiliensis**	lentejita de agua
Marantaceae	
*Thalia geniculata**	chantó, hoja de campo, hoja de lengua, hoja de queso, platanillo, popai, popal, quentó
Najadaceae	
Najas guadalupensis var. *guadalupensis**	bosque de agua
*Najas marina**	sierrilla
Poaceae	
*Arundo donax***	caña gigante, carricillo, carrizo del agua, carrizo gigante
*Glyceria fluitans**	grama
*Hymenachne amplexicaulis**	trompetilla, tuetillo

Cuadro 1. [*continúa*]

Familia	
Especie	*Nombre común*
*Phragmites australis**	carrizo común
Pontederiaceae	
*Eichhornia azurea**	camalote, cola de pato, cuchara de pato, pico de pato
*Eichhornia crassipes***	camalote, cucharilla, flor de agua, flor de huachinango, huachinango, jacinto, jacinto de agua, lagunera, lechuguilla, lirio, lirio acuático, lirio de agua, natón, ninfa, papalacate, patito, pico de pato, reina de agua, tambor, tamborcillo, violeta de agua
*Heteranthera limosa**	cucharilla
Potamogetonaceae	
*Potamogeton crispus***	sierrita
*Stuckenia pectinata**	achoricillo cambrai, apatle, bosque de agua, cola de caballo, grama, grazna, lama corriente, zacatito acuático
Ruppiaceae	
*Ruppia maritima**	cintita
Typhaceae	
*Typha domingensis**	chuspata, enea, espadaña, junco, masa de agua, pelusa, plumilla, poop, tule, tule ancho
*Typha latifolia**	chuspata, espadaña, junco, masa de agua, plumilla, tule, tule ancho
Angiospermas: dicotiledóneas	
Acanthaceae	
*Hygrophila polysperma***	desconocido
Amaranthaceae	
*Alternanthera philoxeroides***	maleza caimán
Apiaceae	
*Berula erecta**	berro, choruri, palmita de agua, queza-pijchi
Brassicaceae	
*Rorippa nasturtium-aquaticum***	berro, berro de agua, cresón
Ceratophyllaceae	
*Ceratophyllum demersum**	cola de mapache, cola de zorra, mienrama de agua
Fabaceae	
*Sesbania herbacea**	desconocido
Haloragaceae	
*Myriophyllum aquaticum***	cola de zorra acuática, mil hojas acuática, praderita de agua
Lentibulariaceae	
*Utricularia gibba**	utricularia

Cuadro 1. [*concluye*]

Familia	
Especie	*Nombre común*
Lythraceae	
*Lythrum salicaria***	salicaria púrpura
Menyanthaceae	
*Nymphoides fallax**	lirio
*Nymphoides indica**	camalotillo, estrella de agua
Mimosaceae	
*Mimosa pigra**	zarza
*Neptunia natans**	mimosa, sensitiva
*Neptunia pubescens**	mimosa, sensitiva
Nymphaeaceae	
*Nymphaea ampla**	balona, flor de agua blanca, flor de azucena, flor de laguna, flor de loto, flor de sol, hierba del río, hoja de panza, hoja de laguna, hoja de panza de vaca, hoja de sol, lampazo, lirio acuático, lirio de agua, loto, nab, nuchuch nab, nenúfar, nikte'ha, ninfa, pan caliente, pan de manteca, panza de vaca, pata de sapo, pulul, reina del río, reina grande, tokal, tortilla dura, x-leja, xna'ab, zasamol
*Nymphaea mexicana**	apapatla, atlacuetzon, cabeza de negro, hojilla, ninfa, papatla, pascurinda, zazamol
*Nymphaea pulchella**	flor de laguna, flor de loto, flor de sol, hoja de sol, lirio acuático, loto, nenúfar, ninfa
Onagraceae	
Ludwigia peploides subsp. *peploides**	verdolaga de agua
Polygonaceae	
*Polygonum acuminatum**	chilillo
*Polygonum amphibium**	chilillo ancho
*Polygonum hydropiperoides**	chilillo
*Polygonum lapathifolium***	achilillo hembra, ananash, chilillo, chilillo blanco
Polygonum punctatum var. *eciliatum**	ananash, chilillo, chilillo de perro, matapulga
*Rumex conglomeratus***	lengua de vaca
Scrophulariaceae	
*Limosella aquatica**	desconocido
Solanaceae	
*Datura ceratocaula**	toloache, toloache de agua, tornaloca
Sphenocleaceae	
*Sphenoclea zeylanica***	chile camarón

Cuadro 2. **Familias, géneros y especies de plantas acuáticas exóticas y traslocadas de cada uno de los grupos taxonómicos presentes en México**

	Helechos y plantas afines	*Angiospermas*		*Total*
		Monocotiledóneas	*Dicotiledóneas*	
Familias	2	11	16	29
Géneros	3	20	19	42
Especies	4	27	27	58

Las familias más importantes, por el número de especies que las integran, se citan en el cuadro 3.

Estas ocho familias comprenden 45.2% del total de los géneros y 56.9% del total de las especies de plantas acuáticas invasoras existentes en México. Considerando que aún falta realizar trabajo de campo exhaustivo en algunas zonas del país, el número de especies podría aumentar considerablemente con programas sistemáticos de recolecta.

Cuadro 3. **Familias más representativas por número de especies de plantas acuáticas exóticas y traslocadas presentes en México**

Familias	*Especies*
Polygonaceae	6
Cyperaceae	5
Lemnaceae	4
Mimosaceae	4
Poaceae	4
Nymphaeaceae	3
Pontederiaceae	3
Salviniaceae	3
Resto de las familias	2-1

DESCRIPCIÓN TAXONÓMICA DE ALGUNAS PLANTAS PRESENTES EN MÉXICO

Angiospermae
Monocotyledoneae

Cyperaceae Juss., *Gen. Pl.* 26. 1789.
Cyperus papyrus L., *Sp. Pl.* 1: 47. 1753.

Hidrófita enraizada emergente, exótica, hierba perenne; tallos hasta de 5 m de alto; rizoma grueso leñoso, cubierto con varias vainas amplias, coriáceas, sin láminas, pardas, lanceolado-acuminadas; tallo superior trígono, liso; inflorescencia compuesta, subumbeliforme; brácteas mucho más cortas que la inflorescencia, lanceolado-acuminadas, coriáceas, pardas; rayos primarios hasta 45, subiguales, delgados, obtusamente triquetros; rayos secundarios depauperados; rayos terciarios usualmente cortos, llevando una sola espiga; espigas cilíndricas, simples; espiguillas numerosas, lineares; raquilla recta, con alas grandes, lanceoladas, agudas, amarillentas; glumas imbricadas, ovado-elípticas o elípticas, obtusas, deciduas; estambres 3; estilo corto; aquenios elipsoides, comprimidos, obtusos, lisos, pardo-grisáceos (lámina 13.1).

Hydrocharitaceae Juss., *Gen. Pl.* 67. 1789.
Egeria densa Planch., *Ann. Sci. Nat. Bot. Ser.* 3, 11: 80. 1849.

Hidrófita enraizada sumergida, exótica, hierba perenne; tallo sin ramificaciones o con algunas divisiones dicotómicas, a veces con raíces adventicias; hojas basales del tallo opuestas o en verticilos de 3, hojas de la parte media y superior del tallo en verticilos de 4 a 8, sésiles, lineares a lanceoladas, ápice agudo a obtuso, margen finamente serrulado; espata de las flores estaminadas en la axila superior de las hojas, elíptica, con 2 a 4 flores; sépalos 3, reflejos, oblongo-elípticos; pétalos 3, blancos; estambres 9, filamentos libres y con papilas glandulares en la parte superior, anteras amarillas (lámina 13.2).

Marantaceae R. Br., *Voy. Terra Austral.* 2: 575. 1814.
Thalia geniculata L., *Sp. Pl.* 3. 1753.

Hidrófita enraizada emergente, traslocada, hierba perenne rizomatosa, de 1 a 3 m de alto; láminas de la vainas cortas, de 6 a 10 hojas basales, pecíolos de más de 1 m de largo, láminas subtriangulares a ovadas, raramente elípticas, oblongas o sublineares, glabras; inflorescencia ramificada, en forma de panícula con ramas extendidas, antes de florecer compacta y espiciforme, con espatas super-

puestas; espatas caducas, glabras a densamente hirsutas o pilosas; sépalos hialinos o verdosos con margen escarioso, glabros a densamente setosos; pétalos glabros, raramente pilosos; estaminodios externos petaloides; fruto indehiscente, elipsoide a subgloboso; semilla elipsoide a subglobosa, lisa, parda a grisácea o negra.

Poaceae Barnhart, *Bull. Torrey Bot. Club* 22:7. 1895.
Arundo donax L., *Sp. Pl.* 81. 1753.

Hidrófita enraizada emergente, exótica, hierba perenne, rizomatosa, rizomas gruesos y nudosos; culmos de 2 a 5 m de altura, erectos, gruesos y lignificados; nudos glabros, cubiertos por las vainas, entrenudos cilíndricos, glabros, huecos; hojas principalmente caulinares, dísticas, vainas más largas que los entrenudos y translapándose fuertemente, glabras, lígula membranácea, ciliada, láminas lineares a angostamente lanceoladas, ambas superficies glabras o ligeramente puberulentas hacia el ápice, con aurículas prominentes, ciliadas; inflorescencia una panícula terminal, erecta, muy ramificada, ovoide, abierta, espiguillas sobre pedicelos delgados; glumas lanceoladas, de ápice agudo, glabras por dentro y por fuera, de color púrpura; raquilla glabra; lema lanceolada; estambres 3, anteras blancas; estigmas plumosos, cariopsis no visto (lámina 13.3).

Pontederiaceae Kunth, *Nov. Gen. Sp.* (quarto ed.) 1: 265. 1816.
Heteranthera limosa (Sw.) Willd., *Ges. Naturf. Freunde Berlin Neue Schriften* 3: 439. 1801.

Hidrófita enraizada emergente, traslocada, hierba anual o perenne, tallos delicados, simpodiales, erectos, sin ramificaciones; hojas basales; estípulas de ápice redondeado; pecíolos no inflados, lámina lanceolada, obovada a orbicular, base truncada, ápice obtuso a ligeramente agudo; inflorescencia uniflora, sésil; espata superior con el ápice mucronado; flores actinomorfas, externamente glandular-pubescentes hacia la base, perianto lila, a veces blanco, anteras grandes de color violáceo, anteras chicas de color amarillo; estilo glandular-pubescente, de color morado claro; cápsulas verdes (lámina 13.4).

Potamogetonaceae Bercht. & J. Presl, *Prir Rostlin* 1(7): [1], 3. 1823.
Potamogeton crispus L., *Sp. Pl.* 126. 1753.

Hidrófita enraizada sumergida, exótica, hierba perenne; tallo simple o ramificado, verde ceniciento, aplanado; hojas verde brillante, delicadas, linear-oblongas a linear-oblanceoladas, sésiles, base ligeramente adnada a la estípula, envolvente, margen irregularmente dentado, ápice redondeado; estípulas verdes a hialinas, truncadas, ligeramente adnadas a la base, tubulares, con una pequeña parte connada en su base; pedúnculo floral craso, terminal o axilar; espiga cilíndrica a moniliforme, con 4 a 7 flores; flores verdes, tépalos orbiculares a unguiculados; fruto ovoide, verde a moreno, recto o recurvado (lámina 13.5).

Typhaceae Juss., *Gen. Pl.* 25. 1789.
Typha domingensis Pers., *Syn. Pl.* 2: 532. 1807.

Hidrófita enraizada emergente, traslocada, hierba perenne, hasta 5 m de alto; hojas excediendo el alto de las espigas, vainas atenuada hacia la lámina, asimétricas o simétricas, epidermas de la superficie ventral conteniendo gran cantidad de glándulas mucilaginosas de color oscuro, dispuestas en líneas longitudinales y comúnmente extendiéndose hacia la base de la lámina, con el envés ligeramente convexo cerca de la vaina y plano hacia el ápice, que es agudo; inflorescencias de color pardo claro, con una o más brácteas foliáceas caducas; espigas masculinas superiores y las femeninas inferiores; flores masculinas con estambres 2 a 4, total o parcialmente soldados; flores femeninas de color pardo claro en al ápice; fruto fusiforme.

Dicotyledoneae

Brassicaceae Burnett, *Outl. Bot.* 854, 1093, 1123. 1835.
Rorippa nasturtium-aquaticum (L.) Hayek, *Viertel Nat. Ges. Zurich* 53: 539. 1909.

Hidrófita enraizada emergente, exótica, hierba perenne, rastrera o flotante, glabra, de 10 a 25 cm de largo; tallos ramificados, con raíces en los nudos; hojas pinnadas, ovadas a orbiculares, margen crenado a entero, folíolo terminal más grande; sépalos verdes; pétalos blancos;

silicuas divergentes o algo ascendentes, rectas o encorvadas, cilíndricas, verdes o pardas; estilo evidente.

Fabaceae Lindl., *Nat. Syst. Ed.* 2: 148. 1836.
Sesbania herbacea (Mill.) McVaugh, *Fl. Novo-Galiciana*. 5: 695. 1987.

Hidrófita enraizada emergente, traslocada, hierba anual o perenne, glabra, ramificada, de 1 m de alto; tallos verdes con puntuaciones pardas; hojas del tallo principal con 15 a 35 pares de folíolos; folíolos lineares u oblongos, frecuentemente obtusos en ambas terminaciones, mucronados; racimos 5 a 10 flores; cáliz con la base ligeramente cónica; corola amarilla, el moteado con rojizo pardo, pétalos alados y el pétalo quilla agudamente incurvado, aurícula cerca de la base; vaina linear, lisa (lámina 13.6).

Onagraceae Juss., *Gen. Pl.* 317-318. 1789.
Ludwigia peploides (Kunth) Raven subsp. *peploides Reinwardtia*, 6. 393. 1964.

Hidrófita enraizada de tallos postrados, traslocada, hierba perenne; tallos rastreros o flotantes, glabra, de 30 a 60 cm de largo; raíces delgadas y numerosas saliendo de los nudos de la parte inferior; estolonífera; hojas alternas, láminas oblongo-espatuladas, ápice agudo a obtuso, borde entero o subentero, base aguda; pecíolos de 1 cm de largo; estípulas deltoides; flores en las axilas de las hojas superiores, solitarias; sépalos lanceolados; pétalos amarillos, obovados; cápsula cilíndrico-obcónica, endurecida, provista de bractéolas deltoides, dehiscente (lámina 13.7).

Polygonaceae Juss., *Gen. Pl.* 82. 1789.
Polygonum lapathifolium L. *Sp. Pl.* 1: 360. 1753.

Hidrófita enraizada emergente, exótica, hierba; tallo de 30 a 100 cm de alto, erecto o decumbente, con los nudos inferiores enraizándose, entrenudos pubescentes; ócreas tubulares, pubescentes, margen distal con largas setas y cilios; hojas alternas, simples; pecíolos no claramente diferenciados de la lámina; lámina lanceolada, papirácea, lisa, ápice agudo, base atenuada, márgenes aserrulados; inflorescencias terminales, en espigas, densas; flores actinomorfas, blancas o rosadas, perianto no punteado con glándulas; aquenio ovoide, comprimido lateralmente, negro, lustroso.

Polygonum punctatum Elliot var. *eciliatum* Small, *Bull. Torr. Bot. Club* 20: 214. 1893.

Hidrófita enraizada emergente, traslocada, hierba anual o perenne, rizomatosa; tallo simple o ramificado, erecto, entrenudos glabros o raramente con pelos ascendentes, estrigosos, estriados al secarse; ócreas cilíndricas glabras o raramente, con cilios, ápice setoso, setas amarillas; hojas alternas, simples, espiraladas, láminas angostamente elípticas a lanceoladas o linear-lanceoladas, papiráceas, glabras en el haz excepto por los márgenes y los nervios centrales, glabros en el envés o con los pelos ascendentes, estrigosos, ápice agudo o acuminado, base decurrente sobre el pecíolo; inflorescencia solitaria en las axilas de las hojas terminales, espigadas o racemosas; flores blancas con verde o rosadas con verde, perianto conspicuamente punteado con glándulas; fruto, un aquenio trígono, ovoide, pardo oscuro a negro, lustroso (lámina 13.8).

CLASIFICACIÓN

Con base en las clasificaciones de las formas de vida de las plantas acuáticas vasculares propuestas por Lot *et al.* (1999), Bonilla-Barbosa *et al.* (2000) y Bonilla-Barbosa (2004; 2007), que son las más aceptadas y utilizadas actualmente en México, las plantas acuáticas invasoras tanto exóticas como traslocadas se clasificarán en la presente contribución en seis grandes categorías, incluidas en dos grupos: 1] aquellas que están enraizadas al sustrato y 2] aquellas que no lo están.

Grupo 1. Enraizadas al sustrato

Hidrófitas enraizadas emergentes: estas plantas están enraizadas al sustrato con sus tallos y parte de sus estructuras vegetativas sumergidas, mientras que parte de las hojas y sus órganos reproductivos están por encima de la superficie del agua.

Hidrófitas enraizadas sumergidas: estas plantas están enraizadas al sustrato con todas sus estructuras vegetativas debajo del nivel del agua, mientras que en algunas espe-

cies sus órganos reproductivos pueden estar sumergidos, y en otras por encima de la superficie del agua.

Hidrófitas enraizadas de hojas flotantes: estas plantas están enraizadas al sustrato, y sus tallos, pecíolos y pedúnculos también, mientras que sus hojas flotan en la superficie del agua y sus estructuras reproductivas están por encima de ésta, aunque la maduración del fruto se realiza en el fondo del agua.

Hidrófitas enraizadas de tallos postrados: estas plantas están enraizadas al sustrato, mientras que sus tallos flotan por encima de la superficie del agua y sus estructuras vegetativas (pecíolos y hojas) y las reproductivas (flores y frutos) se desarrollan por encima del tallo.

Grupo 2. No enraizadas al sustrato

Hidrófitas libremente flotadoras: estas plantas se caracterizan por que solamente sus raíces están sumergidas, mientras que el resto de los órganos vegetativos y reproductivos quedan flotando por encima del nivel del agua.

Hidrófitas libremente sumergidas: estas plantas se caracterizan porque no tienen sistema radical y todas sus estructuras vegetativas están sumergidas o bien por debajo del nivel de la superficie del agua, mientras que sus órganos reproductivos emergen por encima de ésta.

En el cuadro 4 se enlistan las especies de plantas acuáticas invasoras exóticas o traslocadas presentes en México que integran cada una de las formas de vida de la vegetación acuática. Respecto al número de especies que las integran, las hidrófitas enraizadas emergentes son las más diversas, con 29 especies; las libremente flotadoras con 10; las enraizadas sumergidas con nueve; las enraizadas de hojas flotantes con cinco; las de tallos postrados con tres y, por último, las libremente sumergidas con dos especies. Las hidrófitas enraizadas emergentes contribuyen con 50.84% de la diversidad de plantas acuáticas invasoras de México, mientras que el resto de las formas de vida (hidrófitas enraizadas sumergidas, enraizadas de hojas flotantes, enraizadas de tallos postrados, libremente flotadoras y libremente sumergidas) aportan 49.16% en su conjunto.

Cuadro 4. **Especies de plantas acuáticas vasculares invasoras exóticas o**

Hidrófitas enraizadas emergentes (29 especies)
*Alternanthera philoxeroides***
*Arundo donax***
*Berula erecta**
*Cyperus articulatus**
*Cyperus papyrus***
*Datura ceratocaula**
*Eleocharis elegans**
Equisetum hyemale subsp. *affine**
*Glyceria fluitans**
*Heteranthera limosa**
*Hymenachne amplexicaulis**
*Limosella aquatica**
*Lythrum salicaria***
*Mimosa pigra**
*Polygonum acuminatum**
*Polygonum amphibium**
*Polygonum hydropiperoides**
*Polygonum lapathifolium***
Polygonum punctatum var. *eciliatum Small**
*Phragmites australis**
*Rorippa nasturtium-aquaticum***
*Rumex conglomeratus***
*Schoenoplectus americanus**
*Schoenoplectus californicus**
*Sesbania herbácea**
*Sphenoclea zeylanica**
*Thalia geniculata**
*Typha domingensis**
*Typha latifolia**
Hidrófitas enraizadas sumergidas (9 especies)
*Egeria densa***
*Hydrilla verticillata***
*Hygrophila polysperma***
*Myriophyllum aquaticum***
Najas guadalupensis var. *guadalupensis**
*Najas marina**
*Potamogeton crispus***
*Ruppia marítima**
*Stuckenia pectinata**

→

ORIGEN Y DISTRIBUCIÓN

Las plantas acuáticas pueden dispersarse por diferentes vías (Figuerola y Green, 2002) y con frecuencia, en el caso de las plantas acuáticas, el hombre ha contribuido a ello (Dutartre y Capdevielle, 1982), de tal manera que diversas hidrófitas usadas para decoración en acuarios y jardines botánicos se han distribuido en regiones lejanas a su lugar de origen (Champion, 2004; Rixon *et al.*, 2005), convirtiéndose en un problema de bioseguridad.

Los estudios relacionados con las especies de plantas invasoras en México han sido principalmente de carácter agronómico y están enfocados en el control y

traslocadas presentes en México, ordenadas según su forma de vida

Hidrófitas enraizadas de hojas flotantes (5 especies)
*Nymphaea ampla**
*Nymphaea mexicana**
*Nymphaea pulchella**
*Nymphoides fallax**
*Nymphoides indica**
Hidrófitas enraizadas de tallos postrados (3 especies)
Ludwigia peploides subsp. *peploides**
*Neptunia natans**
*Neptunia pubescens**
Hidrófitas libremente flotadoras (10 especies)
*Azolla filiculoides**
*Eichhornia azurea**
*Eichhornia crassipes***
*Lemna aequinoctialis**
*Lemna gibba**
*Lemna obscura**
*Pistia stratiotes**
*Salvinia minima**
*Salvinia molesta***
*Wolffia brasiliensis**
Hidrófitas libremente sumergidas (2 especies)
*Ceratophyllum demersum**
*Utricularia gibba**

manejo de muchas especies introducidas identificadas como plaga, siendo los de menor número aquellos de carácter biológico y ecológico, y escasamente los de aspectos florísticos, en los que casi no son consideradas las acuáticas. De lo indicado, destacan estudios como el *Manual de malezas del valle de México* (Espinosa y Sarukhán, 1997) y el *Catálogo de malezas de México* (Villaseñor y Espinosa, 1998), que dan una idea del porcentaje de especies de plantas introducidas en nuestro país. En este sentido, los estudios que se refieren a la distribución de plantas introducidas exóticas y sus implicaciones en México son escasos (Rzedowski y Calderón de Rzedowski, 1990), y no se sabe con certeza cuántas especies exóticas se han establecido en México ni dónde se distribuyen. Por ello, en el cuadro 5 se presenta la lista de especies de plantas acuáticas exóticas y traslocadas presentes en México, indicando su origen y la distribución de cada especie en el país, apoyada esta información con la revisión de literatura y fundamentalmente con ejemplares depositados en varios herbarios institucionales tanto nacionales como del extranjero.

La mayoría de las plantas acuáticas que se comportan como invasoras no son originarias de los países donde causan problemas; en el cuadro 5 se indican las especies que son exóticas, además de aquellas que son nativas en México y han sido traslocadas a áreas geográficas distintas de su origen, por lo que ser introducidas en otros ecosistemas acuáticos les ha permitido invadirlos.

Entre las especies que tienen extensa distribución geográfica en México destacan *Arundo donax, Equisetum hyemale* subsp. *affine*, *Cyperus articulatus, Eichhornia crassipes, Heteranthera limosa, Lemna gibba, Ludwigia peploides* subsp. *peploides, Najas guadalupensis* var. *guadalupensis, Phragmites australis, Polygonum hydropiperoides, P. punctatum, Rorippa nasturtium-aquaticum, Ruppia maritima, Typha domingensis*, *T. latifolia* y *Utricularia gibba*, que cubren cuerpos de agua como presas, lagos, ríos, canales y arroyos, así como lagunas.

Sin embargo, es importante indicar que existen especies de plantas acuáticas que no tienen una amplia distribución territorial, pero sí infestan extensas áreas geográficas de diversos ecosistemas acuáticos, destacando entre ellas *Azolla filiculoides, Berula erecta, Ceratophyllum demersum, Cyperus papyrus, Datura ceratocaula, Egeria densa, Hydrilla verticillata, Hymenachne amplexicaulis, Lemna aequinoctialis, Limosella aquatica, Mimosa pigra, Najas marina, Neptunia pubescens, Nymphaea ampla, N. pulchella, Nymphoides fallax, N. indica, Pistia stratiotes, Polygonum amphibium, P. lapathifolium, Rumex conglomeratus, Salvinia minima, S. molesta, Schoenoplectus californicus, Sesbania herbacea, Stuckenia pectinata* y *Thalia geniculata.*

Por último, hay especies que son más locales y que infestan completamente diversos cuerpos de agua, siendo su área de distribución más restringida y destacando entre ellas *Alternanthera philoxeroides, Eleocharis elegans, Glyceria fluitans, Hygrophila polysperma, Lemna obscura, Lythrum salicaria, Myriophyllum aquaticum, Neptunia natans, Nymphaea mexicana, Polygonum acuminatum, Potamogeton crispus, Schoenoplectus americanus, Sphenoclea zeylanica* y *Wolffia brasiliensis*.

Como un ejemplo, al lirio acuático (*E. crassipes*) se le ha ubicado en más de 50 países (Harley y Wright, 1984; Aguirre *et al*., 2009), situándosele en áreas donde las temperaturas bajas no son tan severas, entre los 40° de latitud norte y los 45° de latitud sur (Holm *et al*., 1977); Rzedowski y Equihua (1987) y Miranda y Lot (1999) indican que en México se desarrolla en un intervalo altitudinal de 0 a 2 600 m. Está ampliamente distribuido, sobre todo en la zona centro, en la vertiente del Pacífico, de Sinaloa hasta el sur, y en la del Golfo,

Cuadro 5. **Especies de plantas acuáticas invasoras exóticas o traslocadas presentes en México, indicando su origen y la distribución en el país**

Familia/especie	*Origen*	*Distribución**
	Helechos y plantas afines	
Equisetaceae		
Equisetum hyemale subsp. *affine*	Traslocada, se distribuye desde Alaska y Canadá hasta Centroamérica (Palacios-Ríos, 1992; Hauke, 1995; Mickel y Smith, 2004; Arreguín-Sánchez *et al*., 2004)	BC, Chis, Chih, Coah, DF, Dgo, Gro, Gto, Hgo, Jal, Méx, Mich, Mor, Nay, NL, Oax, Pue, Qro, SLP, Sin, Son, Tamps y Ver
Salviniaceae		
Azolla filiculoides	Traslocada, desde Estados Unidos y México hasta Sudamérica, introducida en el Viejo Mundo, África y Australia (Moran y Riba, 1995)	BC, DF, Gto, Hgo, Méx, Mich, Qro, Sin, Ver
Salvinia minima	Traslocada, americana, desde Estados Unidos hasta Argentina y en las Antillas (Moran y Riba, 1995)	Camp, Chis, DF, Mich, QRoo, Tab, Ver
Salvinia molesta	Exótica, sudeste de Brasil, introducida en los países tropicales de África, Australia, Asia, Centro y Norteamérica (Room y Thomas, 1986; Martínez, 2005)	BC, Chis, Mor, Oax, Tab, Ver
	Angiospermas: monocotiledóneas	
Araceae		
Pistia stratiotes	Traslocada, pantropical, del sur de Estados Unidos a Sudamérica, las Antillas y regiones cálidas del Viejo Mundo (Croat y Carlsen, 2003)	Camp, Chis, Col, DF, Gto, Gro, Hgo, Jal, Méx, Mich, Mor, Oax, Nay, Sin, Tab, Tamps, Ver y Yuc
Cyperaceae		
Cyperus articulatus	Traslocada, pantropical, desde el sur de Estados Unidos, México, Honduras y Panamá hasta Sudamérica (Diego-Pérez, 1997; Villaseñor y Espinosa, 1998)	Camp, Chis, Col, Gto, Gro, Hgo, Jal, Mich, Mor, Nay, NL, Oax, QRoo, SLP, Sin, Son, Tab Tamps, Ver, Yuc y Zac
Cyperus papyrus	Exótica, nativa de África, introducida en todo el mundo	BCS, DF, Mich, Mor, Oax, Sin, Tab y Ver
Eleocharis elegans	Traslocada, del centro de México a Sudamérica tropical y en las Antillas (McVaugh, 1993; Villaseñor y Espinosa, 1998)	Chis, Col, Gro, Jal, Méx, Mor, Nay, Oax, Pue, SLP, Sin, Tamps y Ver
Schoenoplectus americanus	Traslocada, del sur de Estados Unidos a Sudamérica y en las Antillas (McVaugh, 1993)	BC, BCS, Chis, Chih, DF, Dgo, Jal, Méx, Mich, NL, Oax, Pue, Sin, Son, Tamps, Ver
Schoenoplectus californicus	Traslocada, regiones tropicales de América, de Norte a Sudamérica y en Hawái (Bonilla-Barbosa y Novelo, 1995)	BC, Chih, DF, Gto, Hgo, Jal, Méx, Mor, Pue
Hydrocharitaceae		
Egeria densa	Exótica, nativa de Sudamérica (sudeste de Brasil y costa atlántica: Argentina y Uruguay), introducida en el resto del continente americano y en las Antillas, África, Asia, Europa, Australia y Nueva Zelanda (Bonilla-Barbosa y Santamaría, 2010)	Ags, DF, Gto, Hgo, Mex, Mor, Nay, Oax, Qro, SLP, Ver y Yuc
Hydrilla verticillata	Exótica, sudeste de Asia, introducida en América: Estados Unidos, México, Guatemala (Novelo y Martínez, 1989; Arrivillaga, 2002)	Chih, Coah, Dgo, NL y Tamps
Lemnaceae		
Lemna aequinoctialis	Traslocada, cosmopolita en las regiones tropicales y subtropicales del mundo (Bonilla-Barbosa y Novelo, 1995)	BC, BCS, Chis, Coah, Col, Jal, Méx, Mich, Mor, Nay, Oax, Qro, SLP, Sin, Son, Tamps, Ver y Yuc
Lemna gibba	Traslocada, cosmopolita (Bonilla-Barbosa y Novelo, 1995)	Ags, BC, Chih, Coah, DF, Dgo, Gto, Hgo, Jal, Méx, Mich, Mor, Pue, Qro, Son, Tamps, Tlax, Ver y Zac
Lemna obscura	Traslocada, Estados Unidos y México (McVaugh, 1993)	Ags, Chis, DF, Hgo, Méx, Mich, Oax, Pue y Tab
Wolffia brasiliensis	Traslocada, sureste de Estados Unidos hasta Sudamérica y las Antillas (McVaugh, 1993)	Ags, Camp, Chis, DF, Hgo, Jal, Méx, Mich, Mor, Oax, Pue, SLP, Tamps, Yuc y Zac
Marantaceae		
Thalia geniculata	Traslocada, desde el sur de Estados Unidos y México hasta Paraguay y Argentina, y en las Antillas; introducida en el oeste de África (Villaseñor y Espinosa, 1998; Stevens *et al*., 2001)	Camp, Chis, Jal, Mor, Nay, Sin, Tab, Ver y Yuc

Cuadro 5. [*continúa*]

Familia/especie	*Origen*	*Distribución**
Najadaceae		
Najas guadalupensis var. *guadalupensis*	Traslocada, desde el sureste de Canadá y Estados Unidos hasta Sudamérica y en las Antillas (McVaugh, 1993; Novelo y Lot, 1994)	Ags, BC, BCS, Camp, Chis, Chih, Coah, DF, Dgo, Gro, Hgo, Jal, Méx, Mich, Mor, Nay, NL, Oax, Pue, Qro, SLP, Sin, Son, Tamps, Ver y Yuc.
Najas marina	Traslocada, de Norte a Sudamérica (Haynes, 2001)	BCS, Camp, Mich, Mor, Nay, QRoo, Son y Tamps
Poaceae		
Arundo donax	Exótica, Europa del este y Asia, introducida en muchas regiones del mundo, incluyendo México (Steinmann, 2008)	Ags, BC, BCS, Camp, Chis, Chih, Coah, Col, Dgo, Gto, Gro, Hgo, Jal, Méx, Mich, Mor, Nay, NL, Oax, Pue, Qro, QRoo, SLP, Sin, Son, Tab, Tamps, Tlax, Ver, Yuc y Zac
Glyceria fluitans	Traslocada, de Estados Unidos a México (Espejo y López-Ferrari, 2000)	Gto, Hgo, Méx, Mich, Qro, SLP
Hymenachne amplexicaulis	Traslocada, en México y las Antillas (Espejo y López-Ferrari, 2000)	Camp. Chis, Col, Gro, Jal, Mich, Nay, Oax, QRoo, Sin, Tab, Tamps y Ver
Phragmites australis	Traslocada, cosmopolita (Steinmann, 2008)	Ags, BC, BCS, Camp, Chis, Chih, Coah, Col, Dgo, Gto, Gro, Hgo, Jal, Méx, Mich, Mor, Nay, NL, Oax, Pue, Qro, QRoo, SLP, Sin, Son, Tab, Tamps, Tlax, Ver, Yuc y Zac
Pontederiaceae		
Eichhornia azurea	Traslocada, desde el sur de México hasta Sudamérica y las Antillas, introducida en el sureste de Estados Unidos (Novelo y Ramos, 1998)	Mich, Tab
Eichhornia crassipes	Exótica, cuenca del Amazonas en Brasil; introducida en Estados Unidos, México, Centroamérica y las Antillas, así como en regiones tropicales de África, India, sur de Asia, Indonesia y Australia (Sculthorpe, 1967; Holm *et al.*, 1977; Pieterse, 1978; Gopal y Sharma, 1981; Novelo y Ramos, 1998; Villaseñor y Espinosa, 1998)	Ags, BC, Camp, Chis, Chih, Coah, Col, DF, Dgo, Gto, Gro, Hgo, Jal, Méx, Mich, Mor, Nay, NL, Oax, Pue, Qro, QRoo, SLP, Sin, Son, Tab, Tamps, Ver y Yuc
Heteranthera limosa	Traslocada, ampliamente distribuida desde Estados Unidos hasta Sudamérica y en las Antillas (Novelo y Ramos, 1998; Villaseñor y Espinosa, 1998)	Ags, Chis, Col, DF, Dgo, Gto, Gro, Hgo, Jal, Méx, Mich, Mor, Nay, Oax, Pue, Qro, SLP, Sin, Son, Tamps, Ver y Yuc
Potamogetonaceae		
Potamogeton crispus	Exótica, nativa de Europa, en Eurasia, África y Australia, introducida en América, de Canadá a México y Argentina, así como en Nueva Zelanda (Bonilla-Barbosa y Novelo, 1995)	Mor
Stuckenia pectinata	Traslocada, de amplia distribución mundial, de Norte a Sudamérica, Asía, África y Australia (Novelo, 2005)	DF, Gto, Gro, Méx, Mor, Nay, Son, Tamps
Ruppiaceae		
Ruppia maritima	Traslocada, casi cosmopolita en distribución (McVaugh, 1993; Espejo y López-Ferrari, 2000)	BC, BCS, Camp, Chis, Coah, Col, DF, Jal, Méx, Mor, Nay, Oax, Pue, QRoo, SLP, Sin, Son, Tab, Tamps, Ver y Yuc
Typhaceae		
Typha domingensis	Traslocada, de amplia distribución en América, introducida en Eurasia y África (Villaseñor y Espinosa, 1998; Bonilla-Barbosa y Santamaría, 2012)	Ags, BC, BCS, Camp, Chis, Chih, Coah, Col, DF, Dgo, Gto, Gro, Hgo, Jal, Méx, Mich, Mor, Nay, NL, Oax, Pue, Qro, QRoo, SLP, Sin, Son, Tab, Tamps, Tlax, Ver, Yuc y Zac
Typha latifolia	Traslocada, de amplia distribución en América, de Norte a Centroamérica, Eurasia y África, introducida en Australia (Tasmania) (Bonilla-Barbosa y Novelo, 1995; Bonilla-Barbosa y Santamaría, 2012)	Ags, BC, Camp, Chis, Chih, Col, DF, Dgo, Gto, Gro, Hgo, Jal, Méx, Mich, Mor, Nay, NL, Oax, Pue, Qro, QRoo, SLP, Sin, Son, Tab, Tamps, Tlax, Ver, Yuc y Zac
	ANGIOSPERMAS: DICOTILEDÓNEAS	
Acanthaceae		
Hygrophila polysperma	Exótica, introducida de Asia (India y Malasia) (Mora-Olivo *et al.* 2008)	Tamps, probablemente en SLP y Ver

Cuadro 5. [*continúa*]

Familia/especie	*Origen*	*Distribución**
Amaranthaceae		
Alternanthera philoxeroides	Exótica, nativa de Sudamérica, introducida en Centro y Norteamérica, Australia, Asia y Nueva Zelanda (Everitt *et al*., 2007)	Tamps y Ver
Apiaceae		
Berula erecta	Traslocada, regiones templadas y tropicales de Estados Unidos y México, así como en Eurasia (Bonilla-Barbosa y Novelo, 1995)	Coah, DF, Dgo, Gto, Hgo, Jal, Méx, Mich, Mor, NL, Oax, Pue, Tlax y Ver
Brassicaceae		
Rorippa nasturtium-aquaticum	Exótica, proveniente de Eurasia, introducida en toda América templada (Bonilla-Barbosa y Novelo, 1995; Villaseñor y Espinosa, 1998)	BC, BCS, Chis, Chih, Coah, Col, DF, Dgo, Gto, Gro, Hgo, Jal, Méx, Mich, Mor, NL, Oax, Pue, Qro, Son, Tlax, Ver y Zac
Ceratophyllaceae		
Ceratophyllum demersum	Traslocada, ampliamente distribuida en las regiones templadas y tropicales del Nuevo y del Viejo Mundo (Calderón de Rzedowski, 2001)	BC, Camp, Chih, Col, DF, Dgo, Hgo, Méx, Mich, Mor, Pue, Qro, SLP, Sin, Son, Tab, Tamps, Ver
Fabaceae		
Sesbania herbacea	Traslocada, desde Estados Unidos y México hasta el norte de Sudamérica y en las Antillas (McVaugh, 1987; Hall *et al.* 1991a; Villaseñor y Espinosa, 1998)	BC, Camp, Chis, Col, Gro, Jal, Méx, Mich, Mor, Nay, Oax, QRoo, Sin, Son, Tab, Ver y Yuc
Haloragaceae		
Myriophyllum aquaticum	Exótica, nativa de Sudamérica (Brasil, Argentina, Uruguay, Perú, Chile y Paraguay), introducida al resto de América (a excepción de Estados Unidos y Canadá), Europa, Australia y Asia (Bonilla-Barbosa y Novelo, 1995)	DF, Gto, Jal, Méx, Mor, Oax, Tamps y Zac
Lentibulariaceae		
Utricularia gibba	Traslocada, desde Canadá hasta México, en las Antillas, norte de África, Asia, Australia y Nueva Zelanda (Zamudio, 2005)	Camp, Chis, Chih, Coah, DF, Dgo, Gto, Gro, Hgo, Jal, Méx, Mich, Pue, QRoo, SLP, Tab, Tamps, Ver, Yuc y Zac
Lythraceae		
Lythrum salicaria	Exótica, nativa de Europa, del sureste de Asia y noreste de la India	BC
Menyanthaceae		
Nymphoides fallax	Traslocada, del centro de México a Guatemala en Centroamérica (Villarreal, 1998)	Dgo, Gto, Hgo, Jal, Méx, Mich, Nay, Pue y Zac
Nymphoides indica	Traslocada, circuntropical, cosmopolita (Stevens, 2001)	Camp, Chis, Col, Gro, QRoo, Tab, Tamps, Ver, Yuc
Mimosaceae		
Mimosa pigra	Traslocada, América tropical, de México a Brasil, las Antillas y en los trópicos del Viejo Mundo (McVaugh, 1987)	Camp, Chis, Col, Gro, Jal, Mich, Mor, Nay, Oax, Sin, SLP, Tab, Tamps, Ver y Yuc
Neptunia natans	Traslocada, de México a Sudamérica y en los trópicos del Viejo Mundo (McVaugh, 1987)	Chis, Gro, Jal y Sin
Neptunia pubescens	Traslocada, del sur de Estados Unidos a Argentina (McVaugh, 1987; Grether, 2007)	Camp, Chis, Coah, Gto, Jal, Mich, Mor, Nay, NL, Oax, QRoo, Sin, Tamps, Ver
Nymphaeaceae		
Nymphaea ampla	Traslocada, ampliamente en los trópicos y subtrópicos, desde el sur de Estados Unidos hasta Sudamérica y en las Antillas (Bonilla-Barbosa, 2000)	Camp, Chis, Coah, Col, Gro, Mich, NL, Oax, Qro, QRoo, SLP, Tab, Tamps, Ver y Yuc
Nymphaea mexicana	Traslocada, desde Estados Unidos hasta México, probablemente introducida en Centroamérica (Bonilla-Barbosa, 2000)	DF, Dgo, Hgo, Méx, Mich
Nymphaea pulchella	Traslocada, tropical que se distribuye desde México hasta Sudamérica, (Bonilla-Barbosa, 2000)	Gro, Jal, Mich, Mor, Nay, Oax, Pue, Tab, y Yuc

Cuadro 5. [*concluye*]

Familia/especie	*Origen*	*Distribución**
Onagraceae		
Ludwigia peploides subsp. *peploides*	Traslocada, de las zonas templadas y tropicales del Viejo y del Nuevo Mundo (Calderón de Rzedowski, 2001)	Ags, BC, Chis, Chih, DF, Dgo, Gto, Gro, Hgo, Jal, Méx, Mich, Mor, Nay, Oax, Pue, Qro, SLP, Sin, Son, Tab, Tamps, Tlax, Ver y Zac
Polygonaceae		
Polygonum acuminatum	Traslocada, de México a Sudamérica y en las Antillas (Howard, 2001)	Tab, Tamps y Ver
Polygonum amphibium	Traslocada, de Alaska a México y en Europa y Asia (Bonilla-Barbosa y Novelo, 1995; Castillejos y Solano, 2008)	BC, DF, Hgo, Gto, Jal, Méx, Mich, Mor, SLP y Son
Polygonum hydropiperoides	Traslocada, de América templada y tropical, introducida en Europa (Bonilla-Barbosa y Novelo, 1995; Castillejos y Solano, 2008)	Ags, BC, BCS, Camp, Chis, Chih, DF, Dgo, Gto, Gro, Hgo, Jal, Méx, Mich, Mor, Nay, NL, Oax, Pue, Qro, QRoo, SLP, Sin, Son, Tab, Tamps, Ver, Yuc y Zac
Polygonum lapathifolium	Exótica, nativa de Europa y Asia, introducida en América (desde Canadá hasta Sudamérica, África y Nueva Zelanda) (Espinosa y Sarukhán, 1997; Castillejos y Solano, 2008)	Ags, BC, BCS, Chih, DF, Gto, Gro, Hgo, Jal, Méx, Mich, Mor, Oax, Pue, Qro y Son
Polygonum punctatum var. *eciliatum*	Traslocada, de Canadá a Argentina, las Antillas, introducida en el Viejo Mundo (Bonilla-Barbosa y Novelo, 1995; Espinosa y Sarukhán, 1997; Castillejos y Solano, 2008)	Ags, BC, BCS, Camp, Chis, Chih, Coah, DF, Dgo, Gto, Gro, Hgo, Jal, Méx, Mich, Mor, Nay, Oax, Pue, Qro, Sin, SLP, Tab, Tlax, Ver y Zac
Rumex conglomeratus	Exótica, de origen eurasiático, introducida y naturalizada en muchas regiones de América, África, Australia y Nueva Zelanda (Castillejos y Solano, 2008)	BC, Chis, DF, Dgo, Gto, Hgo, Méx, Mich, Mor, Qro y Tlax
Scrophulariaceae		
Limosella aquatica	Traslocada, subcosmopolita, circumboreal, en Europa, Asia, África; en América, desde Norte hasta Sudamérica (Bonilla-Barbosa y Novelo, 1995; Pérez-Calix, 2011)	Ags, BC, BCS, Chis, Coah, DF, Gto, Hgo, Jal, Méx, Mich, Mor, Oax, Pue, Qro, SLP, Son, Tlax y Ver
Solanaceae		
Datura ceratocaula	Traslocada, endémica de México (Villaseñor y Espinosa, 1998)	DF, Dgo, Gto, Hgo, Jal, Méx, Mor, Oax, Qro, SLP y Tlax
Sphenocleaceae		
Sphenoclea zeylanica	Exótica, nativa de Asia (Waterhouse, 1994)	Camp, Chis, Col, Gro, Oax, Tab, Ver

*Aguascalientes (Ags), Baja California (BC), Baja California Sur (BCS), Campeche (Camp), Chiapas (Chis), Chihuahua (Chih), Coahuila (Coah), Colima (Col), Distrito Federal (DF), Durango (Dgo), Guerrero (Gro), Guanajuato (Gto), Hidalgo (Hgo), Jalisco (Jal), Estado de México (Méx), Michoacán (Mich), Morelos (Mor), Nayarit (Nay), Nuevo León (NL), Oaxaca (Oax), Puebla (Pue), Querétaro (Qro), Quintana Roo (QRoo), San Luis Potosí (SLP), Sinaloa (Sin), Sonora (Son), Tabasco (Tab), Tamaulipas (Tamps), Tlaxcala (Tlax), Veracruz (Ver), Yucatán (Yuc) y Zacatecas (Zac).

de Tamaulipas a la península de Yucatán, en las zonas templadas y subtropicales de las cuencas hidrológicas de los ríos Lerma-Chapala-Santiago, Balsas, Pánuco y Bravo (Medina y Mercado, 1987; Benke y Cushing, 2005; Contreras-Balderas, 2008). Los únicos lugares en los que no se ha registrado son los estados de Baja California Sur, Tlaxcala y Zacatecas.

En general, para México se ha estimado que la superficie infestada por las plantas acuáticas en aguas dulces es de 114 862 ha, lo que representa 9.2% de la superficie inundada del país; sin embargo, existen 1 124 138 ha restantes de superficies de agua dulce que pueden ser propicias para un futuro establecimiento de macrófitas de no atenderse este problema debida y oportunamente (Gómez, 1997).

IMPORTANCIA

Las plantas acuáticas invasoras han sido introducidas de un lugar geográfico a otro, ya sea de continente a continente, de un país a otro en el mismo continente, o entre estados dentro de México, debido a la variedad de intereses que han tenido para el ser humano. Muchas han escapado de cultivos o se han propagado de manera natural a otros ecosistemas acuáticos, lo que les ha permitido encontrar condiciones favorables para su mejor desarrollo e infestación. Considerando lo anterior, la importancia que tienen algunas especies de plantas acuáticas en México (cuadro 6) son la ecológica, la económica y la social (Palacios-Ríos, 1992; Bonilla-Barbosa y Novelo, 1995; Adame-Castillo *et al*.

1996; Novelo y Ramos, 1998; Novelo y Bonilla-Barbosa, 1999; Mora-Olivo *et al*., 2008; Quiroz-Flores *et al*., 2008), razón por la que han sido introducidas o traslocadas a diversos ecosistemas acuáticos. Lo anterior es corroborado por trabajo de campo en los diversos ecosistemas acuáticos del país.

Ecológica

Las plantas acuáticas son importantes ya que forman parte fundamental de los productores primarios, aportando oxígeno al agua, necesario para la respiración de los animales acuáticos; realizan una acción purificadora del bióxido de carbono en la columna de agua; actúan como bombas para poner nuevamente en circulación las sustancias minerales y orgánicas en el medio acuático; son estabilizadoras del sedimento, evitando la erosión; se utilizan como sustratos o bien para la anidación tanto de aves como de peces; por último, ofrecen protección a los animales acuáticos pequeños.

El papel que desempeñan las plantas acuáticas en los ecosistemas naturales es muy importante, ya que cumplen ciertas funciones de manera preponderante, pero que con el paso del tiempo y a lo largo de la historia evolutiva del ecosistema al que infestan se podría perder. Hidrófitas enraizadas tanto emergentes como sumergidas han sido introducidas en otros ecosistemas acuáticos para restauración ambiental, porque intervienen en la captura, estabilización y formación de sedimentos, como es el caso de especies que retienen el sedimento o depuran el agua como *Arundo donax, Eichhornia crassipes, Phragmites australis, Typha domingensis* y *T. latifolia*, lo que ha permitido su infestación y mayor distribución. También proporcionan refugio y lugar para anidación a diversas especies animales, como el acocil, *Cambarellus zempoalensis,* que habita entre la vegetación sumergida de *Egeria densa*, o a especies de aves como el tordo charretero, *Agelaius phoeniceus,* que anida entre las hojas de *Typha latifolia*.

Económica

El incremento del intercambio comercial ha permitido la dispersión de las especies exóticas y, en determinados casos, su desarrollo como especies invasoras (Dukes y Mooney, 1999; Kowarik, 2001).

Entre los problemas económicos se pueden citar las pérdidas de agua por evapotranspiración, la calidad misma del agua, la disminución en la producción de energía hidroeléctrica, el descontrol de las inundaciones, el azolvamiento prematuro de embalses y la obstrucción de canales de riego y para la navegación, la recreación, la acuicultura y la pesca, (Gopal, 1987; TWCA, 2010).

Sin embargo, muchas especies de plantas acuáticas que en algunos lugares de nuestro país producen afectaciones, en otros tienen beneficios para el ser humano, razón por la que, en lugar de erradicarlas, las cultivan y las emplean para obtener ganancias económicas, y por esa razón varias especies se han usado con diversos fines.

Ornamental

Dentro del acuarismo o en jardines acuáticos, las plantas acuáticas han tenido y siguen teniendo un papel importante debido a que resultan benéficas para el medio acuático.

Respecto a su importancia ornamental, existe una diversidad de plantas acuáticas para este propósito, destacando principalmente aquellas empleadas para acuario. El cultivo de plantas para acuarios incluye especies de clima templado y tropical, y su propagación es generalmente vegetativa. Dentro de las hidrófitas sumergidas, libremente flotadoras y algunas enraizadas emergentes de mayor importancia ornamental están *Alternanthera philoxeroides, Ceratophyllum demersum, Egeria densa*, *Hydrilla verticillata, Hygrophila polysperma, Lemna aequinoctialis*, *L. gibba, L. obscura, Lythrum salicaria, Myriophyllum aquaticum*, *Najas guadalupensis* var. *guadalupensis, Potamogeton crispus*, *Ruppia maritima, Salvinia molesta, Sphenoclea zeylanica*, *Stuckenia pectinata*, *Utricularia gibba* y *Wolffia brasiliensis*.

Las plantas empleadas para jardines acuáticos han tenido un claro énfasis relacionado con su valor estético, además de que en algunos sitios se han construido jardines acuáticos con el propósito fundamental de crear un impacto visual que dé una atmósfera de paz y tranquilidad para meditar, al estilo oriental. Entre las especies de plantas que con mayor frecuencia están en esos jardines se encuentran las hidrófitas emergentes como *Cyperus papyrus, Equisetum hyemale* subsp. *affine, Heteranthera limosa, Schoenoplectus californicus, Sphenoclea zeylanica*, *Thalia geniculata*, *Typha domingensis* y *T. latifolia*; entre las hidrófitas sumergidas destacan *Egeria densa*, *Hydrilla verticillata, Myriophyllum aquaticum, Najas*

Cuadro 6. **Especies de plantas acuáticas exóticas** y traslocadas* presentes en México, indicando su importancia y los usos que tienen en el país**

Familia/especie	*Importancia*	*Usos*
		Helechos y plantas afines
Equisetaceae		
Equisetum hyemale subsp. *affine**	Económica, social	Ornamental, para arreglos florales y jardines acuáticos; medicinal, tiene propiedades diuréticas y antidiabéticas, además contiene un alcaloide tóxico, la palustrina
Salviniaceae		
*Azolla filiculoides**	Económica	Abono verde, fertilizante orgánico
*Salvinia minima**	Económica	Ornamental, para jardines acuáticos
*Salvinia molesta***	Económica	Ornamental, para acuarios y jardines acuáticos
		Angiospermas: monocotiledóneas
Araceae		
*Pistia stratiotes**	Económica	Ornamental, para jardines acuáticos o estanques de peces
Cyperaceae		
*Cyperus articulatus**	Económica	Artesanal, para elaborar artesanías
*Cyperus papyrus***	Económica	Ornamental, para jardines acuáticos
*Eleocharis elegans**	Económica	Forraje, para ganado bovino
*Schoenoplectus americanus**	Económica	Ornamental, para jardines acuáticos
*Schoenoplectus californicus**	Económica	Ornamental, para jardines acuáticos
Hydrocharitaceae		
*Egeria densa***	Económica	Ornamental, para acuarios y jardines acuáticos
*Hydrilla verticillata***	Económica	Ornamental, para acuarios y jardines acuáticos
Lemnaceae		
*Lemna aequinoctialis**	Económica	Ornamental, para acuarios
*Lemna gibba**	Económica	Ornamental, para acuarios
*Lemna obscura**	Económica	Ornamental, para acuarios
*Wolffia brasiliensis**	Económica	Ornamental, para acuarios
Marantaceae		
*Thalia geniculata**	Económica, social	Ornamental, en jardines acuáticos; alimentaria, sus hojas se emplean para mantener frescos los alimentos, como queso, pescado, carnes
Najadaceae		
Najas guadalupensis var. *guadalupensis**	Económica	Ornamental, para acuarios y jardines acuáticos
*Najas marina**	Económica	Ornamental, para estanques de peces
Poaceae		
*Arundo donax***	Ecológica	Restauración ambiental, para depurar agua
*Glyceria fluitans**	Económica	Forrajera, alimento para el ganado
*Hymenachne amplexicaulis**	Económica	Forrajera, alimento para el ganado
*Phragmites australis**	Ecológica	Restauración ambiental, para depurar agua
Pontederiaceae		
*Eichhornia azurea**	Económica	Ornamental en jardines acuáticos
*Eichhornia crassipes***	Ecológica, económica, social	Abono verde, como fertilizante orgánico; ornamental en fuentes acuáticas; forraje, como alimento para peces, cerdos y vacas; artesanal, para elaborar artesanías; producir biogás; ecológica, para depurar aguas residuales
*Heteranthera limosa**	Económica	Ornamental, para jardines acuáticos

Cuadro 6. [*continúa*]

Familia/especie	*Importancia*	*Usos*
Potamogetonaceae		
*Potamogeton crispus***	Económica	Ornamental, para acuarios y jardines acuáticos
*Stuckenia pectinata**	Económica	Ornamental, para acuarios y jardines acuáticos
Ruppiaceae		
*Ruppia maritima**	Económica	Ornamental, para acuarios y jardines acuáticos
Typhaceae		
*Typha domingensis**	Económica, ecológica, social	Artesanal, se utiliza en la cestería, para hacer petates, sopladores o aventadores, almohadas, respaldos y asientos de sillas, entre otros; ornamental, para arreglos florales y jardines acuáticos; para la construcción de techos de chozas y los "pretiles" o "tlecuiles" en la cocina; se emplea para depurar aguas residuales; para ceremonias religiosas
*Typha latifolia**	Económica, ecológica	Ornamental, para arreglos florales y jardines acuáticos; artesanal, se utiliza en la cestería, para hacer petates, etc.; se emplea para depurara aguas residuales
		Angiospermas: dicotiledóneas
Acanthaceae		
*Hygrophila polysperma***	Económica	Ornamental, planta para acuarios
Amaranthaceae		
*Alternanthera philoxeroides***	Económica	Ornamental, planta para acuarios
Apiaceae		
*Berula erecta**	Social	Alimentaria, es comestible en ensaladas; medicinal, se usa para contrarrestar el bocio, por su alto contenido de iodo
Brassicaceae		
*Rorippa nasturtium-aquaticum***	Social	Alimentaria, es comestible en ensaladas; medicinal, se usa para contrarrestar el bocio, por su alto contenido de iodo
Ceratophyllaceae		
*Ceratophyllum demersum**	Económica	Ornamental, para acuarios y jardines acuáticos
Fabaceae		
*Sesbania herbacea**	Económica	Abono verde, para cultivo de frijol
Haloragaceae		
*Myriophyllum aquaticum***	Económica	Ornamental, para acuarios y jardines acuáticos
Lentibulariaceae		
*Utricularia gibba**	Económica	Ornamental, para acuarios
Lythraceae		
*Lythrum salicaria***	Económica	Ornamental, para acuarios
Menyanthaceae		
*Nymphoides fallax**	Económica	Ornamental, para jardines acuáticos
*Nymphoides indica**	Económica	Ornamental, para jardines acuáticos
Mimosaceae		
*Mimosa pigra**		
*Neptunia natans**	Económica	Ornamental, para jardines acuáticos
*Neptunia pubescens**	Económica	Ornamental, para jardines acuáticos

Cuadro 6. [*concluye*]

Familia/especie	*Importancia*	*Usos*
Nymphaeaceae		
*Nymphaea ampla**	Económica, social	Ornamental, para jardines acuáticos; ceremonial, para ceremonias religiosas, principalmente las flores; comestible, principalmente los tallos; forrajera para el ganado
*Nymphaea mexicana**	Económica, social	Ornamental, para jardines acuáticos; ceremonial, para ceremonias religiosas, principalmente las flores; comestible, principalmente los tallos; forrajera, para el ganado
*Nymphaea pulchella**	Económica	Ornamental, para jardines acuáticos
Onagraceae		
Ludwigia peploides subsp. *peploides**	Económica	Ornamental, para jardines acuáticos
Polygonaceae		
*Polygonum acuminatum**	Social	Medicinal, para cólicos y para lavar heridas
*Polygonum amphibium**	Social	Medicinal, como astringente y diurético, para purificar la sangre
*Polygonum hydropiperoides**	Económico	Insecticida, para combatir insectos del maíz
*Polygonum lapathifolium***	Social	Medicinal, con propiedades antibióticas
*Polygonum punctatum**	Social	Medicinal, con propiedades antiinflamatorias y antibióticas
*Rumex conglomeratus***	Económico	Forrajera, alimento para el ganado
Scrophulariaceae		
*Limosella aquatica**	Desconocido	Desconocido
Solanaceae		
*Datura ceratocaula**	Social	Medicinal, para aliviar dolores, como relajante de músculos y como antiasmático, pero su uso es de cuidado
Sphenocleaceae		
*Sphenoclea zeylanica***	Económica	Ornamental, para acuarios y jardines acuáticos

guadalupensis var. *guadalupensis, N. marina, Potamogeton crispus, Ruppia maritima* y *Stuckenia pectinata*; entre las hidrófitas de hojas flotantes están *Nymphaea ampla*, *N. mexicana*, *N. pulchella, Nymphoides fallax* y *N. indica*; entre las hidrófitas enraizadas de tallos postrados destacan *Ludwigia peploides* subsp. *peploides, Neptunia natans* y *N. pubescens*; entre las hidrófitas libremente flotadoras están *Eichhornia azurea, E. crassipes*, *Pistia stratiotes*, *Salvinia minima* y *S. molesta*; y, por último, entre las hidrófitas libremente sumergidas están *Ceratophyllum demersum* y *Utricularia gibba*.

Las plantas acuáticas ornamentales que se emplean para arreglos florales, además del valor estético que tienen, su variedad y abundancia representan para quienes las utilizan un estado y jerarquía sociales considerables. De las especies invasoras sólo algunas partes de la planta son usadas, ya sea la flor, los tallos o la inflorescencia. Dentro de este grupo tenemos a *Equisetum hyemale* subsp. *affine*, *Nymphaea pulchella*, *Typha domingensis* y *T. latifolia*, las cuales se expenden en negocios establecidos o en los mercados municipales. Algunas de ellas son usadas de manera natural o, como en el caso de las especies de *Typha*, se emplean para dar color a la inflorescencia conocida como cuete grande o cuete chico, lo que le da el tono adecuado al arreglo floral.

Abono verde

En cuanto a la importancia como abono verde, las plantas acuáticas son un componente importante como sustrato de almácigos que se emplean para el cultivo del jitomate, aunque esto ha sido solamente a nivel experimental; tal es el caso de *Eichhornia crassipes.* También, en la zona lacustre de Xochimilco, en el Distrito Federal, el lirio acuático se utiliza como abono verde en el sistema de cultivo chinampero, mientras que en otros estados de la República el empleo de otras hidrófitas para este fin es de vital importancia, sobresaliendo *Azolla filiculoides, Eichhornia crassipes* y *Sesbania herbacea.*

Construcción

Importantes en la construcción son las hojas de *Typha domingensis*, que son colocadas para formar techos de chozas o para hacer amarres y unir los postes, además

de que también tiene importancia en el hogar, ya que sus hojas maduras son usadas para la elaboración de enseres domésticos, como respaldos y asientos de sillas, el tejido de petates y para la elaboración de sopladores o aventadores. También, la inflorescencia de esta especie mezclada con lodo sirve para construir el tlecuil o pretil y los comales en la cocina.

Artesanías

Las plantas acuáticas que se emplean para la elaboración de artesanías son muy importantes en el país, ya que generan importantes recursos en su venta, principalmente en el estado de Michoacán. De este grupo de plantas destacan *Eichhornia crassipes*, *Typha domingensis* y *T. latifolia*, las cuales se expenden en negocios bien establecidos o en los mercados municipales de varios estados de la República.

Social

Salud

Entre los problemas de salud, las plantas acuáticas forman parte importante de la etnobotánica acuática, debido a que existen especies que se han propagado con este fin, como *Equisetum hyemale*, que se emplea como diurético y antidiabético. En este grupo también están los "berros" *Berula erecta* y *Rorippa nasturtium-aquaticum*, que en algunos lugares como el estado de Morelos se propagan con fines medicinales debido a que se usan para contrarrestar el bocio. Las especies de *Polygonum*, conocidas comúnmente como "chilillos", por lo general se emplean en la medicina popular para aliviar cólicos, para lavar heridas, como astringentes y diuréticos, para purificar la sangre o tienen propiedades antibióticas e inflamatorias. Y, por último, *Datura ceratocaula*, conocida como "toloache acuático", es empleada para aliviar dolores y como relajante muscular, además de ser antiasmática.

Alimentación

Desde el punto de vista alimentario, dos de las plantas acuáticas invasoras muy conocidas son *Berula erecta* y *Rorippa nasturtium-aquaticum*, conocidas comúnmente como "berros". De estas plantas se usan todos sus órganos vegetativos, que por las virtudes de sus reservas de alimento son de potencial valor nutricional para el ser humano. Su follaje es un aceptable ingrediente para ensaladas o consumido directamente. También, aunque no son consumidas, otras especies importantes son *Thalia geniculata*, de la que su hoja se emplea para envolver tamales, carne, pescado, quesos, sustituyendo con ello las hojas del plátano, y *Phragmites australis*, de las que sus láminas foliares son usadas para envolver dulces de piloncillo.

Religiosa

Las flores de *Nymphaea ampla, N. mexicana* y *N. pulchella* son empleadas como símbolo de pureza en algunas ceremonias religiosas, además de que sirven para que se tenga mejor suerte en las ventas y para proteger de los "malos tiempos" y envidias a las personas. Otra especie de importancia es *Typha domingensis*, empleada para la elaboración de "huertos" que son construidos con las hojas de esta planta durante la Semana Santa.

ESTABLECIMIENTO Y DESARROLLO DE LAS INVASIONES DE PLANTAS EXÓTICAS

Las plantas acuáticas guardan una estrecha relación con la variabilidad en espacio y tiempo de los hábitats en que se desarrollan. En la República mexicana, como en otros países latinoamericanos, el heterogéneo mosaico de condiciones ambientales está determinado por su accidentada topografía, que influye en los tipos de sedimentos y climas de la región. A esto hay que agregar que no existen condiciones que permanezcan constantes a lo largo del tiempo, debiéndose considerar entonces que los ambientes acuáticos de nuestro país han evolucionado de manera continua y están estrechamente ligados con la dinámica geomorfológica de las regiones.

Se consideran dos factores de mayor trascendencia que han influido directamente en el establecimiento y la propagación de la macroflora acuática en los diversos ecosistemas en que se desarrollan en el país.

Sedimentación

Desde el punto de vista ecológico, el papel que tienen las plantas acuáticas en los ecosistemas naturales es muy importante, ya que cumplen ciertas funciones de manera preponderante. Especies de hidrófitas enraizadas tanto emergentes como sumergidas intervienen en la captura, estabilización y formación de sedimentos; tal es el caso de especies que retienen el sedimento,

como el tule o espadaña, *Typha domingensis* y *T. latifolia*, o como en la mayoría de las plantas, que al decaer sus estructuras vegetativas por la edad, comienzan a ser degradadas por hongos y bacterias, formando con esto sedimentos ricos en nutrimentos. Lo anterior ocasiona que con el paso del tiempo especies de plantas exóticas pueden colonizar varios hábitats dentro de un mismo ecosistema y con ello, al paso de los años, causar la pérdida de estos últimos y de su biodiversidad.

Contaminación del agua

La contaminación del agua ha sido y es uno de los principales problemas de nuestro país; desde hace más de 20 años se ha extendido e intensificado dramáticamente, por lo que ha captado la atención de muchos sectores del gobierno y de la sociedad. Los grandes sistemas acuáticos (ríos, lagos y presas) y los pequeños cuerpos de agua, como las charcas temporales, zonas inundables, arroyos, canales, entre otros, han sido fuertemente contaminados.

La gran cantidad de nutrimentos que son vertidos al agua por medio de los contaminantes permiten que especies de plantas acuáticas con crecimiento abundante o invasoras se propaguen en los sistemas donde habitan o se establezcan en nuevas áreas, causando un alto deterioro ambiental. Las especies de plantas acuáticas invasoras, tanto exóticas como traslocadas, al llegar a un nuevo ecosistema acuático se propagan desmedidamente, por lo que llegan a ser muy abundantes.

Es importante hacer notar que, en general, las hidrófitas se propagan clonalmente, aunque producen flores, frutos y semillas. Sus diversos mecanismos de propagación asexual les permiten diseminarse y colonizar, invadiendo nuevos ecosistemas o infestando el que habitan, por lo que pronto ocasionan pérdida de la biodiversidad. A continuación se citan algunos ejemplos.

Egeria densa. Especie de origen sudamericano que se ha distribuido ampliamente en los sistemas lóticos (arroyos, canales, manantiales y ríos), así como en los lénticos, como los lagos y embalses. En estos últimos, su abundancia es tal que ha ocasionado la desaparición de especies nativas como *Potamogeton illinoensis*.

Eichhornia crassipes. Especie de origen sudamericano, se ha propagado fundamentalmente de forma vegetativa; se ha registrado en un amplio número de ecosistemas acuáticos mexicanos, particularmente en lagos, ríos y embalses, en donde es muy abundante y ha ocasionado cambios en la estructura de las comunidades nativas de especies sumergidas, desapareciendo algunas de ellas, como *Najas guadalupensis*.

Stuckenia pectinata. Actualmente esta especie se ha propagado en exceso en un gran número de cuerpos de agua (principalmente lagos y manantiales), de tal forma que ocupa una extensión cercana a 80% de su área superficial, sustituyendo a otras especies como *Myriophyllum aquaticum*.

Sesbania herbacea. Esta especie inicialmente fue de distribución y abundancia muy restringida en algunos lagos como Coatetelco, en el estado de Morelos. Sin embargo, por ser una especie "oportunista", los bajos niveles de agua que actualmente se manifiestan en ellos, además del incremento en sedimentos y nutrimentos provenientes de las cuencas cercanas a los mismos, le han permitido distribuirse ampliamente, cubriendo cerca de 60% del área.

Typha domingensis y *T. latifolia*. Estas especies cosmopolitas han sido consideradas como malezas o plagas. Actualmente han incrementado su área de distribución en la región, debido sobre todo a los mecanismos de propagación y de dispersión de sus semillas por el viento. Se localizan en la mayoría de los sistemas acuáticos del país, en donde abarcan de 40 a 80% del área inundada.

Es importante subrayar que, no obstante la gran distribución geográfica mostrada por la mayoría de las especies, ninguna de ellas habita en todos los sistemas acuáticos del país; su ausencia probablemente es debida a las condiciones ecológicas que imperan en el medio acuático y que pueden ser adversas para su establecimiento y propagación (Pond, 1905; Philbrick y Novelo, 1995).

Del análisis realizado se argumenta que los principales factores que limitan o favorecen el establecimiento y propagación de las plantas acuáticas son el impacto ambiental que actualmente están padeciendo los ecosistemas acuáticos y los factores históricos relacionados con el origen, establecimiento y evolución de los sistemas lacustres y riparios del país.

CONSIDERACIONES FINALES

Los genes, especies y ecosistemas que conforman la diversidad biológica del planeta son importantes porque su pérdida y degradación disminuyen la riqueza del medio natural. Las especies nativas tienen derecho a existir y a tener su sitio en el mundo. No se sabe cómo estimar qué especies son esenciales para el funcionamiento de un ecosistema, cuáles son superfluas y cuáles serán las próximas que prosperarán con los cambios que ocurren en el mundo.

Cuando se introduce una especie de planta acuática en un ecosistema, el impacto total no es, generalmente, tangible de forma inmediata, sino que se nota a lo largo del tiempo, por lo que se pueden modificar o cambiar hábitats enteros, volviéndolos inhabitables para las comunidades acuáticas nativas.

Las plantas acuáticas invasoras poseen la capacidad no sólo de moverse por medio de un gran número de vías, sino también de establecerse, prosperar y dominar nuevos ecosistemas acuáticos, y son actualmente una de las mayores preocupaciones para la conservación en el mundo, por lo que iniciativas útiles que contribuyan a mejorar las prácticas de gestión y a reducir la incidencia de las invasiones biológicas de plantas acuáticas deben ser llevadas a cabo en todo el país y, en general, en el mundo.

Un grave problema ambiental que apenas comienza a considerarse en el ámbito bilateral es la presencia de especies de plantas acuáticas invasoras en los ecosistemas compartidos. De hecho, a las especies introducidas se les considera una amenaza más grave para la biodiversidad nativa que la contaminación, la explotación y las enfermedades combinadas (Simberloff, 2000), y la introducción de especies no autóctonas a otros países, y en particular hacia México, se debe a las actividades humanas, tanto intencionales como no intencionales.

En ocasiones estas plantas se vuelven invasoras y dañan el medio ambiente, la economía y la salud humana. Plantas invasoras nocivas han provocado daños multimillonarios al ambiente, los negocios y los consumidores de varios países (Pimentel *et al.*, 2005).

Por fortuna, a la fecha son relativamente pocas las especies invasoras que causan graves problemas en México, en comparación con la mayoría de las regiones (aunque existe la posibilidad de que aumente el número de especies problemáticas o el área de expansión de las que existen).

De las 100 especies exóticas invasoras más dañinas del mundo de acuerdo con una selección del Global Invasive Species Database, *Arundo donax*, *Eichhornia crassipes*, *Phragmites australis*, *Salvinia molesta* y *Typha domingensis* son algunas de las que coinciden con los dos criterios establecidos: la severidad de su impacto sobre la diversidad biológica y las actividades humanas (Lowe *et al.*, 2004).

Es evidente que aún faltan estudios relacionados con el daño que ocasionan las especies de plantas acuáticas invasoras en todo el país y cuáles son sus mecanismos de dispersión en los diversos ecosistemas acuáticos; en el presente documento solamente se indican algunas de esas especies.

REFERENCIAS

Acosta, L., y R. Agüedo. 2006. Malezas acuáticas como componentes del ecosistema. *Agron. Mesoam.* **17**(2):213-219.

Adame-Castillo, H., A. Hulsz-Piccone y J. Bonilla-Barbosa. 1996. Utilización del lirio acuático como sustrato en el cultivo del jitomate, en J. Pérez-Moreno y R. Ferrera-Cerrato (eds.), *Nuevos horizontes en agricultura: agroecología y desarrollo sostenible*. Colegio de Postgraduados en Ciencias Agrícolas, México, pp. 294-295.

Aguirre, A., R. Mendoza, H. Ponce, L. Arriaga, E. Campos, S. Contreras-Balderas, M. Gutiérrez, F. Espinosa, I. Fernández, L. Galaviz, F. García de León, D. Lazcano, M. Martínez, M. Meave del Castillo, R. Medellín, E. Naranjo, M. Olivera, M. Pérez, G. Rodríguez, G. Salgado, A. Samaniego, E. Suárez, H. Vibrans y J. Zertuche. 2009. Especies exóticas invasoras: impactos sobre las poblaciones de flora y fauna, los procesos ecológicos y la economía. En *Capital natural de México*. vol. II, *Estado de conservación y tendencias de cambio*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, pp. 277-318.

Angerstein, M.B., y D.E. Lemke. 1994. First records of the aquatic weed *Hygrophila polysperma* (Acanthaceae) from Texas. *Sida* **16**:365-371.

Arreguín-Sánchez, M.L., R. Fernández y D.L. Quiroz-García. 2004. *Pteridoflora del Valle de México*. Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional, México.

Arrivillaga, A. 2002. Evaluación de la presencia de *Hydrilla verticillata* en la región de Río Dulce y Lago de Izabal: diagnóstico general e identificación de medidas de control. Informe técnico, Otecbio-Conap, Guatemala.

Ashton, P.S., y D.S. Mitchell. 1989. Aquatic plants: Patterns and modes of invasion, attributes of invading species and assessment of control programs, en J.A. Drake, H.A. Mooney, F. di Castri, R.H. Groves, F.J. Kruger, M. Rejmanek y M. Williamson (eds.), *Biological invasions: a global perspective*. Scope 37. John Wiley, Nueva York, pp. 11-154.

Barrett, S.C.H. 1989. Waterweed invasions. *Sci. Am.* **260**:90-97.

Bell, G. 1997. Ecology and management of *Arundo donax*, and approaches to riparian habitat restoration in southern California, en J.H. Brock, M. Wade, P. Pysek y D. Green (eds.), *Plant invasions: Studies from North America and Europe*. Backhuys Publishers, Leiden, Países Bajos, pp. 103-113.

Benke, C.A., y C.E. Cushing (comps.). 2005. Río Grande, en *Rivers of North America*. Elsevier, Ámsterdam, pp. 186-192.

Bojórquez, G., y J. Aguilar. 2007. Control biológico de malezas acuáticas. Programa de Control de Malezas Acuáticas en el Lago de Chapala. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México.

Bonilla-Barbosa, J.R. 2000. Sistemática del género *Nymphaea* (Nymphaeaceae) en México. Tesis de doctorado. Facultad de Ciencias, UNAM, México.

Bonilla-Barbosa, J.R. 2004. Flora acuática vascular, en I. Luna, J.J. Morrone y D. Espinosa (eds.), *Biodiversidad de la Sierra Madre Oriental*. Las Prensas de Ciencias, UNAM–Conabio. México, pp. 149-159.

Bonilla-Barbosa, J.R. 2007. Flora acuática vascular, en I. Luna, J.J. Morrone y D. Espinosa (eds.), *Biodiversidad de la Faja Volcánica Transmexicana*. UNAM–Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, pp. 113-128.

Bonilla-Barbosa, J., y A. Novelo. 1995. *Manual de identificación de plantas acuáticas del Parque Nacional Lagunas de Zempoala, México*. Instituto de Biología, UNAM, México, Serie Cuadernos No. 26.

Bonilla-Barbosa, J., y B. Santamaría. 2010. Hydrocharitaceae, en J. Rzedowski y G. Calderón de Rzedowski (eds.), *Flora del Bajío y de Regiones Adyacentes*. Instituto de Ecología, A.C. Fascículo **168**: 11.

Bonilla-Barbosa, J., y B. Santamaría. 2012. Typhaceae, en J. Rzedowski y G. Calderón de Rzedowski (eds.), *Flora del Bajío y de Regiones Adyacentes*. Instituto de Ecología, A.C., Fascículo **176**:11.

Bonilla-Barbosa, J.R., J.A. Viana-Lases y F. Salazar-Villegas. 2000. *Listados florísticos de México. XX. Flora acuática de Morelos*. Instituto de Biología, UNAM, México.

Calderón de Rzedowski, G. 2001. Ceratophyllaceae, Onagraceae, en G. Calderón de Rzedowski y J. Rzedowski (eds.), *Flora fanerogámica del valle de México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad e Instituto de Ecología, A.C., pp. 169-172 y 476-490.

Castillejos, C., y E. Solano. 2008. Polygonaceae, en J. Rzedowski y G. Calderón de Rzedowski (eds.), *Flora del Bajío y de regiones adyacentes*. Instituto de Ecología, A.C., fascículo **153**:49.

Champion, P. 2004. Managing tomorrow's weeds today –a risk assessment approach to aquatic weed management. *Water & Atmos.* **12**:14-15.

Conabio. 2007a. *Sistema de Información de Especies Invasoras:* <*www.conabio.gob.mx/conocimiento/exoticas/doctos/presentacion.html*> (consultada en 2012).

Conabio. 2007b. *Especies Invasoras:* <*www.conabio.gob.mx/invasoras/images/3/3e/EspeciesInvasoras_1ra version.pdf*>. (consultada en 2012).

Contreras-Balderas, S. 1999. Annotated checklist of introduced invasive fishes in Mexico, with examples of some recent introductions, Chapter 2, en R. Claudi y J.H. Leach (eds.), *Nonindigenous freshwater fishes vectors, biology, and impacts*. Lewis, Washington, pp. 33-54.

Contreras-Balderas, S. 2008. Freshwater eco regions of the world. **135**:Lower Rio Grande-Bravo: <*www.fwow.org/ecoregion_details.php?eco=135*>.

Croat, T.B., y M. Carlsen. 2003. *Araceae. Flora del Bajío y de regiones adyacentes*. Instituto de Ecología, A.C., fascículo **114**:35.

Diego-Pérez, N. 1997. No. 5. Cyperaceae, en N. Diego-Pérez y R.M. Fonseca (eds.), *Flora de Guerrero*. Prensas de Ciencias, UNAM, México.

Dudley, T.L. 2000. *Arundo donax* L. En C.C. Bossard, J.M. Randall y M.C. Hoshovsky (eds.), *Invasive plants of California's wild lands*. University of California Press, Berkeley, pp. 53-58.

Dukes, J.S., y H.A. Mooney. 1999. Does global change increase the success of biological invaders? *Trends Ecol. Evol.* **14**:135-139.

Dutartre, A., y P. Capdevielle. 1982. Répartition actuelle de quelques végétaux vasculaires aquatiques introduits dans le sud-ouest de la France, en J.J. Symoens, S.S. Hooper y P. Compère (eds.), *Studies on aquatic vascular plants*. Proceedings of the International Colloquium on Aquatic Vascular Plants. Royal Botanical Society of Belgium, Bruselas, pp. 390-393.

Espejo, A., y A.R. López-Ferrari. 2000. 1. Lista de referencia, partes IX a XI. Pandanaceae a Zosteraceae, en *Las monocotiledóneas mexicanas. Una sinopsis florística*. Consejo Nacional de la Flora de México, A.C., UAM–Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.

Espinosa, F.J., y J. Sarukhán. 1997. *Manual de malezas del Valle de México*. Fondo de Cultura Económica, México.

Everitt, J.H., R.L. Lonard y C.R. Little. 2007. *Weeds in south Texas and northern Mexico*. Lubbock, Texas Tech University Press.

Figuerola, J., y A. Green. 2002. Dispersal of aquatic organisms by water-birds: A review of past research and priorities for future studies. *Freshwater Biol.* **47**:483-494.

Gómez, A.O. 1997. *Control de malezas acuáticas en proyectos hidroeléctricos en CFE*. Servicio Social. Lic. en Biología. Departamento de Ciencias Biológicas y de la Salud, UAM Iztapalapa, México.

Gopal, B. 1987. *Aquatic plant studies 1. Water Hyacinth*. Elsevier Science Publishers, Ámsterdam, Países Bajos.

Gopal, B., y K.P. Sharma. 1981. *Water-Hyacinth* (Eichhornia crassipes) *the most troublesome weed of the world*. Hindasia, Delhi.

Grether, R. 2007. *Neptunia* Lour, en M.G. Andrade, G. Calderón de Rzedowski, S.L. Camargo-Ricalde, R. Grether, H.M. Hernández, A. Martínez-Bernal, L. Rico, J. Rzedowski y M. Sousa S. (autores). Leguminosae, Subfamilia Mimosoideae. *Flora del Bajío y de regiones adyacentes*. Instituto de Ecología, A.C., fascículo **150**:184-188.

Gutiérrez, E., E. Ruiz, R. Huerta, E. Uribe y M. Martínez. 1997. Avances y perspectivas del control del lirio acuático en México, en *Memoria de la Reunión regional sobre control integrado del lirio acuático*. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua–FAO, Cuernavaca, pp. 23-30.

Hall, D.W., V.V. Vandiver y J.A. Ferrel. 1991a. *Hemp Sesbania*, Sesbania exaltata (Raf.) Cory. Institute of Food and Agricultural Sciences. University of Florida. Florida.

Hall, D.W., V.V. Vandiver y C.J. Gray. 1991b. East Indian *Hygrophila*, *Hygrophila polysperma* (Roxb.) T. Anderson. *Weeds in Florida*, SP 37. Florida Cooperative Extension Service, Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida, Gainesville, pp. 1-2.

Harley, K.L.S., y A.D. Wright. 1984. Implementing a program for biological control of water hyacinth, *Eichhornia crassipes,* en G. Thyagarajan (ed.), *Proceeding of the International Conference on Water Hyacinth*, February, Hyderabad, India. UNEP, pp. 58-69.

Harrison, I.J., y M.J. Stiassny. 1999. The quiet crisis: A preliminary listing of the freshwater fishes of the world that are extinct or 'missing in action', en R.D.E. MacPhee y S. Hans-Dieter (eds.), *Extinctions in near time. Causes, contexts, and consequences*. Kluwer Academic/Plenum Publishers, Nueva York, pp. 271-331.

Hauke, R.L. 1995. Equisetaceae, en G. Davidse, M. Sousa y S. Knapp (eds.), *Flora mesoamericana,* vol. 1, UNAM, México, pp. 4-5.

Haynes, R.R. 2001. Najadaceae Juss, en W.D.Stevens, C. Ulloa, A. Pool y O. M. Montiel (eds.), *Flora de Nicaragua*. Missouri Botanical Garden Press, Saint Louis, vol. 85: tomo II, pp. 1580-1581.

Hernández, F.C., y M.E. Pérez. 1995. El vuelo del mosquito: un debate sobre mosquitos. *Revista Avance y Perspectiva* **14**:5-15.

Holm, L.G., D.L. Plucknett, J.V. Pancho y J.P. Herberger. 1977. *The world's worst weeds. Distribution and biology.* The University Press of Hawaii, Honolulu.

Hopkins, C.C.E. 2001. Actual and potential effects of introduced marine organisms in Norwegian waters, including Svalbard. Research report 2001-1. Directorate for Nature Management, Noruega.

Howard, R.A. 2001. Polygonaceae Juss, en W.D. Stevens, C. Ulloa, A. Pool y O.M. Montiel (eds.), *Flora de Nicaragua*. Missouri Botanical Garden Press, Saint Louis, vol. 85: tomo III, pp. 2167-2173.

Klingman, G.C., y F.M. Ashton. 1980. *Estudio de las plantas nocivas, principios y prácticas*. Limusa, México.

Kowarik, I. 2001. Biological invasions as result and vector of global change, en *Contributions to global change research.* A report by the German National Committee on Global Change Research, Bonn, pp. 80-88.

Kriesch, P. 2007. *Training and implementation guide for pathway definition, risk analysis, and risk prioritization*. National Invasive Species Council. Aquatic Nuisance Species Task Force (ANSTF) and National Invasive Species Council (NISC) Prevention Committee, USA.

Langeland, K.A., y K.C. Burks (eds.). 1999. *Identification and biology of non-native plants in Florida's natural areas.* University of Florida, Gainesville.

Lassuy, D.R. 2002. *Introduced species as a factor in extinction and endangerment of native fish species*. Workshop: Management, Implications and Co-occurring Native and Introduced Fishes Proceedings, Portland, pp. 27-28.

Les, D.H., y R.P. Wunderlin. 1981. *Hygrophila polysperma* (Acanthaceae) in Florida. *Fla. Sci.* **44**:189-192.

Lonsdale, W.N. 1999. Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. *Ecology* **80**:1522-1536.

Lot, A., A. Novelo, M. Olvera y P. Ramírez-García. 1999. *Catálogo de angiospermas acuáticas de México. Hidrófitas estrictamente emergentes, sumergidas y flotantes*. Instituto de Biología, UNAM, México, Serie Cuadernos No. 33.

Lowe, S., M. Browne, S. Boudjelas y M. de Poorter. 2004. *100 de las especies exóticas invasoras más dañinas del mundo. Una selección del Global Invasive Species Database*. Grupo Especialista de Especies Invasoras (GEEI), Comisión de Supervivencia de Especies (CSE), Unión Mundial para la Naturaleza (UICN).

Mack, R.N. 1991. The commercial seed trade: An early disperser of weeds in the United States. *Econ. Bot.* **45**:257-273.

McVaugh, R. 1987. Vol. 5. *Leguminosae*, en W.R. Anderson (ed.), *Flora Novo-Galiciana*. The University of Michigan Press, Ann Arbor.

McVaugh, R. 1993. Vol. 13. *Limnocharitaceae to Typhaceae*, en W.R. Anderson (ed.). *Flora Novo-Galiciana*. The University of Michigan Press, Ann Arbor.

March, I.J., y M. Martínez (eds.). 2007. *Especies invasoras de alto impacto a la biodiversidad. Prioridades en México*. IMTA, Conabio, GECI, Aridamérica, The Nature Conservancy, México.

Martínez, M. 2005. Manual para la cría masiva de *Cyrtobagus salviniae* utilizado en el control biológico de *Salvinia molesta*. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Morelos.

Medina, A., y S.P. Mercado. 1987. Control de malezas acuáticas en la zona central y sur de México. Plan Nacional Hidráulico (SARH). Dirección General de Regiones Pesqueras, México.

Mickel, J.T., y A.R. Smith. 2004. The Pteridophytes of Mexico. *Mem. New York Bot. Gard.* 88: 1-1054.

Miranda, M.G., y A. Lot. 1999. El lirio acuático ¿una planta nativa de México? *Revista Ciencias* **53**:50-54.

Mora-Olivo, A., D.F. Thomas y M. Martínez. 2008. *Hygrophila polysperma* (Acanthaceae), una maleza acuática registrada por primera vez para la flora mexicana. *Rev. Mex. Biodivers.* **79**(1):265-269.

Morán, R.C., y R. Riba. 1995. *Flora Mesoamericana.* Volumen 1. *Pteridofitas, Psilotaceae a Salviniceae*. UNAM, México.

National Academy of Sciences. 1976. *Making aquatic weeds useful: Some perspectives for developing countries*. National Academy of Sciences, Washington, DC.

Novelo, A. 2005. Potamogetonaceae, en J. Rzedowski y G. Calderón de Rzedowski (eds.), *Flora del Bajío y de regiones adyacentes*. Instituto de Ecología, A.C., fascículo **133**:21.

Novelo, A., y M. Martínez. 1989. *Hydrilla verticillata* (Hydrocharitaceae), problemática maleza acuática de reciente introducción en México. *An. Inst. Biol. Univ. Nac. Autón. Mex. Serie Botánica* **58**:97-102.

Novelo, A., y A. Lot. 1994. *Najadaceae*, en G. Davidse, M. Sousa y A.O. Chater (eds.), *Flora mesoamericana*. Vol. 6. Alismataceae a Cyperaceae. UNAM, México, pp. 16-17.

Novelo, A., y L. Ramos. 1998. Pontederiaceae. *Flora del Bajío y de regiones adyacentes*. Instituto de Ecología, A.C., fascículo **63**:19.

Novelo, A., y J. Bonilla-Barbosa. 1999. Nymphaeaceae. *Flora del Bajío y de regiones adyacentes*. Instituto de Ecología, A.C., Fascículo **77**:15.

Palacios-Ríos, M. 1992. Equisetaceae, en V. Sosa, L. Cabrera, T. Duncan, M.T. Mejía-Saulés, N.P. Moreno, M. Nee, L.I. Nevling, J. Rzedowski, B.G. Schubert y A. Gómez-Pompa (eds.), *Flora de Veracruz*. Instituto de Ecología, A.C., Xalapa, fascículo **69**:13-22.

Pérez-Calix, E. 2011. Scrophulariaceae, en J. Rzedowski y G. Calderón de Rzedowski (eds.), *Flora del Bajío y de regiones adyacentes*. Instituto de Ecología, A.C., fascículo **173**:23.

Pieterse, A.H. 1978. The water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) – a review. *Abstr. Trop. Agr.* **4**:9-42.

Pieterse, A.H. 1990. Introduction, en A.H. Pieterse y K.J. Murphy (eds.), *Aquatic weeds, the ecology and management of nuisance aquatic vegetation*. Oxford University Press, Oxford, U.K., pp. 3-16.

Pimentel, D., R. Zúñiga y D. Morrison. 2005. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecol. Econ.* **52**:273-288.

Philbrick, C.T., y A. Novelo. 1995. New World Podostemaceae: Ecological and evolutionary enigms. *Brittonia* **47**(2):210-222.

Pond, R.H. 1905. The biological relation of aquatic plants to the substratum. *U.S. Fish Comm. Rep.* **19**:483-526.

Quiroz-Flores, A., M. Miranda-Arce y A. Lot-Helgueras. 2008. Estudio comparativo de algunas variables fisicoquímicas del agua en canales secundarios de Xochimilco con o sin *Eichhornia crassipes* (Martius) Solms-Laubach. *Polibotánica* **25**:127-133.

Ramey, V. 1990. Florida prohibited aquatic plants. Florida Department of Natural Resources by Authority of Florida State Statutes 369.25. Florida Department of Natural Resources, Tallahassee.

Ramos, J., A. de J. Quiroz, J.P. Ramírez y A. Lot. 2004. *Manual de hidrobotánica. Muestreo y análisis de la vegetación acuática*. AGT Editores, México.

Rixon, C.A.M., I.C. Duggan, N.M.N. Bergeron, A. Ricciardi y H.J. Macisaac. 2005. Invasion risks posed by the aquarium trade and live fish markets on the Laurentian Great Lakes. *Biodivers. Conserv.* **14**:1365-1381.

Room, P.M., y P.A. Thomas. 1986. Population growth of the floating weed *Salvinia molesta*: Field observations and a global model based on temperature and nitrogen. *J. Appl. Ecol.* 23: 1013-1028.

Rzedowski, J., y M. Equihua. 1987. *Atlas Cultural de México*. Secretaría de Educación Pública–Instituto Nacional de Antropología e Historia–Grupo Editorial Planeta, México.

Rzedowski, J., y G. Calderón de Rzedowski. 1990. Nota sobre el elemento africano en la flora adventicia de México. *Acta Bot. Mex.* **12**:21-24.

Sculthorpe, C.D. 1967. *The biology of aquatic vascular plants*. Edward Arnold, Londres.

Simberloff, D. 2000. *Introduced species: The threat to biodiversity and what can be done*: <www.actiobioscience.org>.

Steinmann, V.W. 2008. Gramineae. Subfamilia Arundinoideae. En J. Rzedowski y G. Calderón de Rzedowski (eds.), *Flora del Bajío y de regiones adyacentes*. Instituto de Ecología, A.C., fascículo 158.

Stevens, W.D. 2001. Menyanthaceae Dumort, en W.D. Stevens, C. Ulloa, A. Pool y O.M. Montiel (eds.), *Flora de Nicaragua*. Missouri Botanical Garden Press, Saint Louis, vol. 85: tomo II, pp. 1442-1443.

TWCA. 2010. *Texas Water Day 2010. Controlling Invasive Aquatic and Riparian Species*. Texas Water Conservation Association: <*www.twca.org/waterday/2010*>.

Villarreal, J.A. 1998. Gentianaceae, en J. Rzedowski y G. Calderón de Rzedowski (eds.), *Flora del Bajío y de regiones adyacentes*. Instituto de Ecología, A.C., fascículo 65.

Villaseñor, J.L., y F.J. Espinosa. 1998. *Catálogo de malezas de México*. UNAM–Fondo de Cultura Económica, México.

Vitousek, P.M., C.M. D'Antonio, L.L. Loope y R. Westbrooks. 1996. Biological invasions as global environmental change. *Am. Sci.* **84**:468-478.

Waterhouse, D.F. 1994. *Biological control of weeds: Southeast Asian prospects*. ACIAR Monograph No 26.

Williamson, M. 1996. *Biological invasions*. Chapman and Hall, Nueva York.

Zamudio, S. 2005. Lentibulariaceae, en J. Rzedowski y G. Calderón de Rzedowski (eds.), *Flora del Bajío y de regiones adyacentes*. Instituto de Ecología, A.C., fascículo **136**:61.

14 CONTROL BIOLÓGICO DE PLANTAS ACUÁTICAS EXÓTICAS INVASORAS

Maricela Martínez Jiménez*

*<mmartine@tlaloc.imta.mx>

Martínez Jiménez, M. 2014. Control biológico de plantas acuáticas exóticas invasoras, en R. Mendoza y P. Koleff (coords.), *Especies acuáticas invasoras en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, pp. 249-255.

RESUMEN

Las plantas acuáticas exóticas invasoras son la principal causa de grandes pérdidas de agua en todos los cuerpos de agua de México y del mundo. Los métodos de control que se han utilizado hasta hoy, además de no haber resuelto el problema, han contribuido al deterioro ambiental. El presente escrito describe el impacto económico y social de estas especies y plantea una metodología que puede asegurar un control eficaz y sustentable.

ABSTRACT

Exotic and invasive aquatic plants are the main cause for water loss in all of the water bodies in Mexico and the world. The control methods that have been used up until now have not solved the problem and have even contributed to environmental deterioration. This chapter describes the economic and social impact of these species and presents a methodology that can ensure an effective and sustainable control.

IMPACTO ECONÓMICO Y SOCIAL

Cuando se introduce una especie exótica en un ecosistema, muchas veces el impacto no es tangible inmediatamente y esto depende en parte de que dicha especie se comporte o no como invasora. Sin embargo, en el caso de la mayoría de las plantas acuáticas que hoy vemos en los cuerpos de agua de México y del mundo, todas se han comportado como invasoras y las consecuencias han sido inmediatas, pues su ciclo de vida y tasa reproductiva han mermado notoriamente la disponibilidad del recurso agua en todo el país.

En México se ha identificado al menos un total de 800 especies exóticas invasoras, de las cuales 665 son plantas (IMTA *et al.*, 2008). Entre las especies acuáticas que afectan el recurso agua y que más daños han causado se encuentra en primer lugar el lirio acuático (*Eichhornia crassipes*); le siguen la oreja de ratón (*Salvinia molesta*), el tule (*Typha* spp.), la hidrila (*Hydrilla verticilatta*), el carrizo gigante (*Arundo donax*) y el pino salado (*Tamarix ramossisima*); estas últimas se localizan en regiones donde la precipitación es de tan sólo 200 mm/año y la disponibilidad de 1 000 m^3 hab./año.

La alta tasa reproductiva y adaptativa de estas especies, la gran concentración de nutrientes en los cuerpos de agua provenientes de la actividad agrícola, urbana e industrial, y la ausencia de enemigos naturales que podrían ejercer un control han tenido como consecuencia un crecimiento explosivo de estas plantas, que han llegado a cubrir por completo los cuerpos de agua del país.

Se ha estimado que en los lagos y presas con mayor actividad económica y social de en México la superficie infestada por las malezas acuáticas es de 62 000 ha (Gutiérrez *et al.*, 1994). El lirio acuático es la principal maleza ya que afecta 64% de la superficie infestada; le siguen la cola de caballo (*Potamogeton* sp.) con 30%, el tule y la hydrila con 4%, la lechuga de agua (*Pistia stratiotes*) y el chichicaztle (*Lemna* sp.) con 2% (Gutiérrez *et al.*, 1994). Recientemente, varias especies de *Salvinia* han afectado diversos cuerpos de agua del país. En el valle de Mexicali, en Baja California, una severa infestación de *Salvinia molesta* se encuentra afectando todo el distrito de riego 014. En Tabasco, la laguna de las Ilusiones y la laguna Tabasco se han visto completamente infestadas por *S. molesta. S. minima* y *S. auriculata* (Martínez Jiménez, 2006). En los ríos Bravo y Colorado, severas infestaciones de *Arundo donax* y *Tamarix ramosissima* están poniendo en peligro la disponibilidad de agua en la región (Chenghai *et al.*, 2009).

La proliferación de plantas acuáticas provoca graves problemas de índole económica, ecológica y de salud. Dentro de los problemas económicos se pueden citar las pérdidas de agua por evapotranspiración, el azolvamiento prematuro de embalses, la limitación de la actividad pesquera y recreativa, la obstrucción de canales de riego y de tomas en plantas hidroeléctricas, y la operación de obras hidráulicas (Gopal, 1987). Dentro de los problemas ecológicos, la acumulación de grandes cantidades de malezas acuáticas provoca el estancamiento de agua, disminuyendo el oxígeno disuelto, y, por consiguiente, la muerte de especies acuáticas (Barrett, 1989). En 2005, Wilde *et al.* reportaron que la proliferación de plantas acuáticas exóticas invasoras estaba directamente relacionada con la proliferación de cianofitas y la muerte de dos especies de aves: *Fulica americana* y *Haliaeetus leucocephalus.*

Entre los problemas de salud, las malezas acuáticas constituyen el hábitat para el desarrollo de organismos vectores de enfermedades graves y hasta mortales, como dengue, filariasis, helmintiasis, encefalitis, paludismo y fiebre amarilla, entre otras (Hernández y Pérez, 1995).

MANEJO Y CONTROL

A pesar de que existen reportes de la introducción de estas plantas desde hace más de 100 años (como es el caso del lirio acuático), ninguna acción de control había sido realizada en México. Dado el grave problema que constituían las plantas acuáticas en casi todos los embalses del país, en 1993 se crea el Programa de Control de Malezas (Procma), cuya responsabilidad de ejecución y diseño de estrategias de control estuvo a cargo del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (Gutiérrez *et al.*, 1994). Tres principales aspectos comprendieron dicho programa:

1. Reducir la infestación de malezas a niveles manejables y establecer un programa de mantenimiento.
2. Dar un manejo integral al control de malezas.
3. Formular un manejo integral de las aguas residuales.

De acuerdo con el Procma, el control de malezas acuáticas consistió en utilizar estrategias a largo plazo, dirigidas a la causa, y que se refieren al control de nutrientes en los cuerpos de agua del país, como el fósforo

y el nitrógeno (control de descargas puntuales, no puntuales y difusas), y estrategias a corto plazo, en las que los esfuerzos son dirigidos al efecto, es decir, un procedimiento que reduzca la cantidad de plantas a una velocidad mayor que la de su reproducción natural.

El Procma se aplicó en 13 cuerpos de agua del país, donde se implementaron tecnologías de cobertura amplia como el control mecánico por trituración y el control químico (Gutiérrez *et al.*, 1994). Una vez que se redujo la cobertura de la maleza fue necesario establecer actividades de mantenimiento, indispensables para que el espejo de agua se conserve libre de malezas. En este sentido, los métodos de control biológico han demostrado que el uso combinado de insectos y patógenos específicos de la maleza ayuda a mantener una baja infestación, siempre y cuando éstos sean aplicados como parte de un programa de control integral de la maleza (Cilliers, 1991; Martínez Jiménez, 2003; 2005; Martínez Jiménez y Gómez Balandra, 2007).

Respecto al uso de insectos como agentes de control biológico, el IMTA estableció una unidad de producción masiva de tres especies de coleópteros: *Neochetina eichhornia* y *N. bruchi* para el control del lirio acuático (Martínez Jiménez *et al.*, 2001); *Cyrtobagous salviniae* para el control de *Salvinia molesta;* una especie de himenóptero, *Tetramesa romana*, y un hemíptero de escama, *Rhizaspidiotus donacis*, para el control de *Arundo donax*. Dicha unidad obtuvo la Cédula de Identificación para Centros de Reproducción de Agentes de Control Biológico otorgada por la Dirección General de Sanidad Vegetal.

De acuerdo con la normatividad internacional de la cual México es signatario, cualquier agente de control biológico debe ser aprobado por el Technical Advisor Group (TAG), una comisión científica conformada por expertos de México, Estados Unidos y Canadá, especializada en el uso de agentes de control biológico de malezas. Una vez que el TAG aprueba la solicitud, los permisos para la introducción y liberación de los insectos en México son otorgados por la Dirección General de Sanidad Vegetal. Los insectos fueron obtenidos del Departamento de Agricultura de Estados Unidos. En los laboratorios del IMTA, los insectos fueron puestos en cuarentena durante cuatro generaciones. La cuarentena consistió en la obtención, en condiciones controladas, de adultos inmaduros vírgenes y la revisión sanitaria de cada colonia producida. La revisión sanitaria consistió en observaciones al microscopio de cada estadio, así como en siembra de macerado de insectos sobre medios específicos para la detección de posibles entomopatógenos.

Una vez que se corroboró que las colonias se encontraban exentas de cualquier parásito o patógeno, el siguiente paso fue desarrollar una técnica para la producción masiva de estos insectos. Con la generación F_3 se inició un programa de producción masiva cuyas cosechas fueron sometidas sistemáticamente a un control de calidad que consistó en un examen patológico y de aptitud reproductiva, mediante un paquete de cómputo diseñado especialmente para estos fines (NEOPHYS). Los procedimientos seguidos para la cuarentena y la producción masiva de las colonias están basados en métodos estándar validados y protocolizados ante el sistema de Aseguramiento y Control de la Calidad (AC/CC) del IMTA, de acuerdo con los requisitos establecidos en la Norma Mexicana NMX-EC-025-IMNC-2000, lo que permite asegurar que los insectos producidos están sanos y son aptos para reproducirse.

Dada la alta tasa reproductiva y adaptativa de estas malezas, un solo agente de biocontrol no es suficiente para detener el crecimiento y reproducción de la planta, por lo que es indispensable el uso combinado de varios agentes de estrés biótico; en este sentido, el uso de agentes microbianos es un componente sinérgico al efecto provocado por los insectos. Al respecto, se identificaron dos hongos nativos de México patógenos del lirio acuático: *Cercospora piaropi* y *Acremonium zonatum*. Estos hongos fueron evaluados previamente en su eficacia y especificidad (Martínez y Charudattan, 1998; Martínez Jiménez y Gutiérrez López, 2001). Estos microorganismos cuentan con el registro de patente ante la American Type Culture Collection (ATTC), autoridad mundial para el registro de patente de microorganismos y una patente otorgada por el Instituto Mexicano de Protección Industrial (IMPI).

Dado que todos los microorganismos utilizados en el control biológico de plagas y malezas pierden su eficacia al ser aplicados en campo, debido a que los rayos solares son germicidas, se investigaron agentes de protección de los rayos UV. Con dicha investigación se desarrolló una formulación micoherbicida que comprende los dos hongos patógenos del lirio, un agente de protección de humedad y un agente de protección solar. Para establecer el posible efecto tóxico de la formulación se seleccionaron las pruebas denominadas Microtox® y Ames (Maron y Ames, 1983), las cuales están basadas en métodos estándar validados y con protocolos ante el sistema de Aseguramiento y

Control de la Calidad del IMTA y acreditados ante la EMA (Entidad Mexicana de Acreditamiento, A.C.), de acuerdo con los requisitos establecidos en la Norma Mexicana NMX-EC-025-IMNC-2000. Los resultados mostraron que dichos agentes de control biológico no son tóxicos ni mutagénicos (Martínez Jiménez y Sandoval Villasana, 2008).

Por otro lado, uno de los componentes que constituyen las formulaciones micoherbicidas son las toxinas que sintetizan los hongos, que son la base de dichas formulaciones. Las toxinas actúan directamente sobre los protoplastos vivos de su hospedante y ocasionan daños considerables o incluso pueden destruir las células de una planta. Algunas de ellas actúan como venenos protoplásmicos generales que afectan muchas especies de plantas de distintas familias; otras son tóxicas sólo para algunas especies o variedades de plantas, o bien completamente inocuas para otras.

Los hongos y bacterias producen toxinas tanto en plantas infectadas como en el medio de cultivo donde se desarrollen. Las toxinas dañan las células hospedantes al afectar la permeabilidad de su membrana celular o al activar o inhibir las enzimas e interrumpir posteriormente sus reacciones enzimáticas correspondientes. Algunas toxinas actúan como antimetabolitos que propician la deficiencia de un factor esencial para el desarrollo normal de la planta.

Se ha demostrado que algunas de las sustancias tóxicas que producen los microorganismos fitopatógenos ocasionan todo el síndrome de la enfermedad o parte de él, no sólo en la planta hospedante sino también en otras especies vegetales que por lo común no son atacadas por el patógeno en la naturaleza. Estas toxinas se denominan "toxinas no específicas" del hospedante y aumentan la magnitud de la enfermedad causada por el patógeno, pero no son esenciales para que éste cause la enfermedad. Varias de estas toxinas, como por ejemplo la tabtoxina y la faseolotoxina, afectan el sistema de transporte celular, en particular el intercambio de H^+/K^+ a nivel de la membrana celular (Vanderplank, 1982). Otras, como en el caso de la cercosporina, funcionan como agentes fotosensibilizantes y causan peroxidación de los lípidos de la membrana (Daub, 1982).

En el caso de la formulación desarrollada en los laboratorios del IMTA, se obtuvo una fracción de un compuesto de color rojo (RF = 0.6) que, de acuerdo con sus datos espectroscópicos preliminares, se trata de un derivado de la cercosporina. La estructura definitiva de este compuesto se determinó mediante métodos de resonancia magnética nuclear de ^1H y ^{13}C (HMBC, MC, DEPT, COSY). Los resultados fueron comparados con un estándar adquirido de la toxina cercosporina, comprobándose que pertenecen al mismo compuesto (Martínez Jiménez *et al.*, 2010).

El aislamiento de este derivado de la cercosporina resulta de gran interés puesto que permite explicar la actividad de control biológico determinado en *C. piaropi* (Martyn, 1985; Morris, 1990; Martínez y Charudattan, 1998). Es bien sabido que muchas especies de hongos del género *Cercospora* son patógenas debido a la producción de cercosporina. Este compuesto [1,12-(2-hidroxipropil)-2,11-dimetoxi-4,9-dihidroxi-6,7-metilendioxiperilen-3,10-quinona] es una toxina policétida, fotoactiva y no específica para un solo hospedero. Fue aislada por primera vez en 1957 y pertenece a un grupo de moléculas conocidas como fotosensitizadores, es decir, compuestos que requieren luz para causar toxicidad celular (Mitchell *et al.*, 2002). Una vez expuesto a la luz, un fotosensitizador efectivo absorbe energía luminosa y entra en estado activado triplete, ya que actúa entonces con el oxígeno, ya sea reduciendo el sustrato para producir superóxido o directamente transfiriendo energía para producir oxígeno singlete. Dichos tipos de oxígeno reactivo causan oxidación de biomoléculas, incluyendo lípidos, vitaminas, carbohidratos, proteínas y ácidos nucleicos (Scaglioni y Mazzini, 2001). La cercosporina se deposita en las membranas celulares de las plantas hospederas, donde el oxígeno reactivo induce la peroxidación lipídica, lo que culmina con daño a la membrana, carencia electrolítica y, finalmente, muerte celular (Scaglioni y Mazzini, 2001; Mitchell *et al.*, 2002).

El interés en las quinonas policíclicas o perilenquinonas, como la cercosporina y sus derivados, no sólo radica en sus peculiares características estructurales sino también en su actividad fotodinámica. Algunas quinonas pertenecientes al grupo cladocromo han demostrado ser potentes inhibidores de la proteincinasa C (PKC), lo que sugiere una posible actividad antitumoral y antiviral (Scaglioni y Mazzini, 2001). Esta característica en particular de las moléculas del tipo del derivado de la cercosporina determinado en este trabajo tiene sin duda un interés específico en la posibilidad del desarrollo de otros usos específicos para compuestos de este tipo. Como es bien conocido, el uso de fotosensitizadores capaces de generar oxígeno singlete en la desactivación de patógenos presentes en agua es una práctica que recientemente ha producido resulta-

dos interesantes (Schafer, 1998; Schafer *et al*., 2000). Schafer y colaboradores (1998; 2000) han demostrado que es posible desactivar algunos microorganismos en agua mediante oxígeno singlete producido fotodinámicamente. De esta manera, bacterias como *Reinococcus radiodurans* o *Escherichia coli* han sido desactivadas mediante el uso de rosa de bengala como sensitizador. Incluso se reporta la desactivación de huevos de helminto utilizando porfirinas como sensitizadores activados con radiación visible (Alouini y Jemli, 2001; Jemli *et al*., 2002). Resulta entonces interesante explorar las posibilidades del derivado aislado de *C. piaropi* para su aplicación como posible fotosensitizador en, por ejemplo, procesos de desactivación de patógenos en agua.

CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS

Las especies mencionadas en este capítulo forman parte de las “100 especies exóticas más dañinas del mundo” reportadas en The Global Invasive Species Database List (*http://www.issg.org/database*), no sólo por su impacto sobre la diversidad biológica sino también por su impacto sobre la economía de todos los pueblos donde se presentan. Por tal razón es urgente encontrar medios de control ambientalmente sostenibles y sustentables, y *NUNCA* buscar darles un valor agregado. Extrapolando lo que ya mencionaba Gopal (1987), podríamos concluir: ningún país debería promover la propagación de especies exóticas invasoras para su uso. Los intereses de la humanidad pueden ser salvaguardados solamente si se aplican medidas de control a largo plazo en lugar de su utilización.

En conclusión, la inclusión de agentes de control biológico de estas especies exóticas invasoras como parte clave de un programa de control integral es una opción viable, que permitirá en los años subsecuentes la disminución en el uso de control químico y mecánico, y como consecuencia una reducción en los costos de mantenimiento de los cuerpos de agua.

REFERENCIAS

Alouini, Z., y M. Jemli. 2001. Destruction of helminth eggs by photosensitized porphyrin. *J. Environ. Monitor.* **3**:548-551.

Barrett, S.C.H. 1989. Waterweed invasions. *Scientific American* **260**:90-97.

Bernadsky, G., y D. Goulet. 1991. A natural predator of the lionfish, *Pterois miles*. *Copeia*:230-231.

Bhaskar, R., y J. Pederson. 2002. Exotic species: An ecological roulette with nature. <*http://massbay.mit.edu/exotisspecies/conferences/1999/abstract17.html*>

Chenghai, Y., J.A. Goolsby y J.H. Everitt. 2009. Mapping Giant Reed with QuickBird imagery in the Mexican portion of the Río Grande Basin. *J. Appl. Remote Sens*. **3**(1):033530.

Chenghai, Y., J.H. Everitt, y J.A. Goolsby. 2011. Mapping Giant Reed (*Arundo donax*) infestations along the Texas–Mexico Portion of the Rio Grande with aerial photography. *Invasive Plant Science and Management* **4**(4):402-410.

Cilliers, C.J. 1991. Biological control of waterhyacinth, *Eichhornia crassipes* (Pontederiaceae) in South Africa. *Agr. Ecosyst. Environ.* **37**:207-217.

Daub, M.E. 1982. Cercosporin, a photosensitizing toxin from *Cercospora* species. *Phytopathol*. **72**(4):370-374.

Gopal, B. 1987. *Water hyacinth, aquatic plant*. Elsevier Science Publishers, Ámsterdam, Países Bajos.

Gutiérrez, L.E., C.F. Arreguín, D.R. Huerto y F.P. Saldaña. 1994. Control de malezas acuáticas en México. *Ing. Hidrául. Mex.* **9**(3):15-34.

Hernández, H.F., y B.M.E. Pérez. 1995. El vuelo del mosquito: un debate sobre mosquitos. *Avance y Perspectiva.* Órgano de difusión del Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del IPN. **14**:5-15.

IMTA-The Nature Conservancy–Conabio–Aridamérica–GECI. 2008. *Especies invasoras de alto impacto a la biodiversidad, prioridades en México*. México.

Jemli, M., Z. Alouini, S. Sabbahi, M. Gueddari. 2003. Destruction of fecal bacteria in waste water by three photosensitizers. *J. Environ. Monitor*. **4**(4):7-12.

Maron, M.D., y N.B. Ames. 1983. Revised methods for the *Salmonella* mutagenicity test. *Mutat. Res.* **113**(3-4):173-215.

Martínez Jiménez, M. 2003. Empleo de bioherbicidas para el control de malezas acuáticas en Huautla, Morelos, en *El recurso agua en el Alto Balsas. Uso, manejo y contaminación del agua en Morelos, Parte III: Malezas, contaminación y saneamiento del agua*. UNAM, Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias, Instituto de Geofísica–El Colegio de Tlaxcala, Coordinación General de Ecología–Fundación Heinrich Böll, pp. 287-304.

Martínez Jiménez, M. 2005. Progress on waterhyacinth (*Eichhornia crassipes*) management, en Addendum to weed management for developing countries. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Roma.

Martínez Jiménez, M. 2006. Informe final proyecto 0278, Desarrollo de biopesticidas para el control de malezas acuáticas. Fondos Sectoriales Conacyt.

Martínez Jiménez, M., y A.M. Sandoval Villasana. 2008. Evaluation of toxicity of *Cercospora piaropi* in a mycoherbicide formulation by using bacterial bioluminiscence and the Ames mutagenicity tests. *Mycopathologia* **167**:203-208.

Martínez Jiménez, M., y E. Gutierrez López. 2001. Host range of *Cercospora piaropi* and *Acremonim zonatum*, microbial herbicides candidates for waterhyacinth. *Phytoparasitica* **29**(2):175-177.

Martínez Jiménez, M., y R. Charudattan. 1998. Survey and evaluation of Mexican native fungi for potential biocontrol of waterhyacinth. *J. Aquat. Plant Manage.* **36**:145-148.

Martínez Jiménez, M., y M.A. Gómez Balandra. 2007. Integrated control of waterhyacinth in Mexico by using insects and plant pathogens. *Crop Protection*. **26**:1234-1238.

Martínez Jiménez, M., E. Gutiérrez López, R. Huerto Delgadillo, y E. Ruiz Franco. 2001. Importation, rearing, release and establishment of *Neochetina bruchi* (Coleoptera curculionidae) for the biological control of waterhyacinth in Mexico. *J. Aquat. Plant Manage*. **39**:140-143a.

Martínez Jiménez, M., S. Miranda Bahena, C. Espinoza y Á. Trigos. 2010. Isolation, characterization and production of red pigment from *Cercospora piaropi,* a biocontrol agent for waterhyacinth. *Mycopathologia*. **169**(4):309.

Martyn, R.D. 1985. Waterhyacinth decline in Texas caused by *Cercospora piaropi*. *J. Aquat. Plant Manage*. **23**:29-32.

Mitchell, T.K., W.S. Chilton y M.E. Daub. 2002. Biodegradation of the polyketide toxin cercosporin. *Appl. Environ. Microbiol*. **68**(9):4173-4181.

Morris, M.J. 1990. *Cercospora piaropi* recorded on the aquatic weed, *Eichhornia crassipes*, in South Africa. *Phytophylactica* **22**:255-256.

Scaglioni, L., y S. Mazzini. 2001. Conformational and thermodinamycal study of some helical perylenquinones. *J. Chem. Soc. Perkin Trans*. **2**:2276-2286.

Schafer, M. 1998. High sensitivity of *Reinococcus radiodurans* to photodinamically-produced singlet oxygen. *Int. J. Radiat. Biol*. **74**(2):249-253.

Schafer, M., C. Schmitz, R. Facius, G. Horneck, B. Millow, K.H. Funken y J. Ortner. 2000. Systematic study of parameters influencing the action of rose Bengal with visible light on bacterial cells: Comparison between the biological effect and singlet oxygen production. *J. Photochem. Photobiol*. **71**(5):514-523.

Vanderplank, J.E. 1982. *Host-pathogen interactions in plant disease*. Academic Press.

Wilde, S.B., T.M. Murphy, C.P. Hope, S.K. Habrun, J. Kempton, A. Birrenkott, F. Wiley, W.W. Bowerman y A.J. Lewitus. 2005. Avian vacuolar myelinopathy (AVM) linked to exotic aquatic plants and a novel cyanobacterial species. *Environ. Toxicol*. **20**:348-353.

Sección V

PATÓGENOS, PARÁSITOS Y VECTORES



15 PATÓGENOS Y PARÁSITOS

Lucio Galaviz Silva* y Zinnia Judith Molina Garza

* Autor para recibir correspondencia: <lgs12167@yahoo.com>

Galaviz, L. , y Z.J. Molina. 2014. Patógenos y parásitos, en R. Mendoza y P. Koleff (coords.), *Especies acuáticas invasoras en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, pp. 259-268.

RESUMEN

El cultivo de camarón ha registrado un crecimiento impresionante en las décadas pasadas, aun con la invasión y dispersión de cuatro virus patógenos: el virus de la necrosis hipodérmica y hematopoyética infecciosa (IHHNV), virus del síndrome de Taura (TSV), virus del síndrome de la mancha blanca (WSSV) y virus cabeza amarilla (YHV). El IHHNV se detectó por primera vez en Hawái en 1981, en el camarón azul del Pacífico, y en 1987 se diseminó al camarón blanco del Pacífico en granjas de Baja California, Sinaloa y Sonora. El TSV surgió en cultivos de Ecuador en 1992, y en 1995-1996 causó severas pérdidas en los cultivos de México, con pérdidas de 70%. El WSSV es, sin lugar a dudas, el más devastador; este virus emergió de cultivos de *Penaeus japonicus* en China, y de ahí se dispersó a América. En México causó pérdidas de 80 a 100% de la producción a partir de 1999 en Sinaloa, Sonora y Nayarit. Actualmente continúa siendo una seria amenaza. El YHV, que surgió en 1990 en Asia, no ha causado pérdidas económicas desde su ingreso al país en 2006, en granjas de Nayarit, Sinaloa y Sonora, y en cultivos con baja salinidad en Colima. Las vías de introducción más comunes son la siembra de larvas silvestres, las excretas de gaviotas, movimiento internacional de reproductores y, en el caso particular de WSSV, la enorme cantidad de crustáceos portadores, así como la importación de crustáceos congelados para consumo humano o como señuelos en la pesca deportiva.

En este capítulo también se tratan otros patógenos peligrosos para el hombre y la fauna (dengue, malaria, encefalitis, etc.), transmitidos por mosquitos.

ABSTRACT

Shrimp farming has recorded an impressive growth during the last decades, despite the invasion and spread of four viral pathogens: infectious hypodermal and haematopoietic necrosis virus (IHHNV), Taura syndrome virus (TSV), white spot syndrome virus (WSSV), and yellow head virus (YHV). IHHNV was first reported in 1981 in Hawaii from Pacific blue shrimp and on 1987 it spread to the Pacific white shrimp in Baja California, Sinaloa and Sonora. TSV emerged from shrimp farms of Ecuador in 1992, and between 1995-1996 it caused serious mortalities on shrimp farms from Mexico, where production loss reached 70%. WSSV has been until now the most devastating viral shrimp disease. WSSV emerged from Penaeus japonicas *in China and thereafter spread through America. Serious production loss of 80-100% was reported in 1999 from Mexican white shrimp farms from Sinaloa, Sonora and Nayarit. At the present, WSSV continues to be a serious threat. YHV was first reported in 1990 in Asia, however it has not represented a serious threat since its entrance in 2006 to Mexican shrimp farms located in Nayarit, Sinaloa and Sonora, and cultures of low salinity located in Colima. The most common pathways of introduction have been the stocking of wild postlarvae, feces of seagulls, trans-boundary movement of broodstock, and particularly in the case of WSSV, the huge amount of crustaceans carriers, importation of frozen crustaceans for human consumption or as frozen bait-shrimp for sport fishing.*

Other dangerous pathogens for the man and animals (dengue, malaria, encephalitis, etc.), transmitted by mosquitoes are also reviewed in this chapter.

VIRUS DEL CAMARÓN INTRODUCIDOS A MÉXICO

El sector de la industria acuícola mexicana ha registrado un crecimiento impresionante en las décadas pasadas, aun con la invasión y dispersión de patógenos virales que causan enormes pérdidas en la producción. Los virus introducidos en la historia del cultivo de camarón en México son, en orden cronológico, el virus de la necrosis hipodérmica y hematopoyética infecciosa (IHHNV, Infectious Hypodermal and Hematopoietic Necrosis Virus, Parvoviridae, *Brevidensovirus*, *ss*DNA), el virus del síndrome de Taura (TSV, Taura syndrome virus, Dicistroviridae, *ss*RNA), el virus del síndrome de la mancha blanca (WSSV, White spot syndrome virus, Nimaviridae, *Whispovirus, ds*DNA) y el virus cabeza amarilla (YHV, Yellow head virus, Roniviridae, *Okavirus*, *ss*RNA), incluidos en la lista de notificación de enfermedades de la Oficina Internacional de Epizootias (OIE) por las pérdidas significativas de producción en los ámbitos nacional o multinacional, las repercusiones económicas directas de la enfermedad relacionadas con morbilidad y mortalidad, y efectos en la calidad del producto (OIE, 2011).

VIRUS DE LA NECROSIS HIPODÉRMICA Y HEMATOPOYÉTICA INFECCIOSA

El IHHNV surgió en 1981 como el causante de mortalidades masivas (>90%) en juveniles y subadultos del camarón azul del Pacífico, *Litopenaeus stylirostris*, de cultivos superintensivos de Hawái. En años siguientes se diseminó a *L. vannamei* (camarón blanco del Pacífico) y *L. stylirostris*, de Centroamérica, Estados Unidos (Texas y Florida) y México (Lightner *et al.*, 1983), colapsando el cultivo de camarón azul.

El IHHNV es mortal para el camarón azul, pero en el camarón blanco, aunque es resistente, causa el síndrome de la deformidad y enanismo. En México se detectó la primera epizootia en granjas de La Paz, Baja California, en 1987. Los siguientes años se reportaron mortalidades en *L. stylirostris* de Guaymas y Puerto Peñasco, en Sonora, y Mazatlán, Sinaloa (lámina 15.1a). El IHHNV presenta una distribución amplia en todo el mundo en camarones peneidos silvestres y cultivados, en el Pacífico oriental de Perú a México, incluyendo Hawái, Polinesia francesa, Guam y Nueva Caledonia; en la región Indo-Pacífica, en camarones peneidos cultivados y silvestres del este y sureste de Asia y Oriente Medio. Se reconocen cuatro genotipos de IHHNV: 1] de las Américas y Asia oriental, principalmente las Filipinas; 2] de Asia sudoriental; 3] del este de África, y 4] de la región occidental Indo-Pacífica, incluyendo Madagascar y Mauricio. Los dos primeros genotipos son infecciosos para *L. vannamei* y *Penaeus monodon* (Briggst *et al.*, 2005). En México, en 1999 la prevalencia promedio del IHHNV osciló de 26 a 46% en *L. stylirostris* en el golfo de California y *Farfantepenaeus californiensis* y *L. vannamei* en el estado de Nayarit (Morales y Chávez, 1999; Pantoja *et al.*, 1999).

Otros peneidos que han dado positivo al IHHNV incluyen el camarón marrón (camarón patiamarillo), *F. californiensis,* y el camarón blanco del oeste del Pacífico, *L. occidentalis* (OIE, 2006). En 2009 se reportó la presencia de IHHNV en camarones silvestres *L. setiferus* (camarón blanco) y *F. aztecus* (camarón café) capturados en el estero de La Pesca, en la Laguna Madre, Tamaulipas (Guzmán-Sáenz *et al.* 2009).

VIRUS DEL SÍNDROME DE TAURA

El TSV fue primeramente identificado en granjas vecinas al río Taura, en Ecuador, en 1992, y más tarde se diseminó rápidamente al resto de América Latina y Norteamérica en los tres años siguientes: a Perú (1993), Colombia (costas pacífica y atlántica), Honduras, Guatemala, El Salvador, Nicaragua, Hawái, Florida y Brasil (1994), México, Estados Unidos (Texas y Carolina del Sur) y Belice (1995-1996) (Lightner y Redman, 1998; Hasson *et al.*, 1999), y más recientemente a China, Taiwán, Tailandia (2003), probablemente por medio de la transferencia regional e internacional de poslarvas y reproductores de *L. vannamei* (Do *et al.*, 2006; Brock, 2008). En Venezuela se detectó la presencia del TSV en camaroneras del lago de Maracaibo, en 2004; cerca de 90% de la producción total de *L. schmitti* se vio afectada (Fajardo *et al.* 2010). De 1995 a 1997 se detectaron casos agudos (lámina 15.2) y crónicos (lámina 15.3) en granjas camaronícolas de la República mexicana; sin embargo, autoridades sanitarias (Semarnat) lo identificaron como NEC (necrosis del epitelio cuticular) y “síndrome similar al Taura”. La enfermedad afectó a 50% de la producción en Nayarit, invadiendo 40 de las 90 granjas que operaron en la entidad; fueron afectadas 500 de las 1 000 toneladas que se estimaba cosechar en el transcurso de las seis semanas que permaneció la situación. En 1995, en San Blas, Pimientillo y Rosamorada, afectó

200 toneladas del producto de camarón blanco. Sinaloa y Sonora fueron otras dos entidades donde se abatió la producción del camarón blanco en porcentajes de 40 a 70% de las granjas cultivadas.

En Sinaloa, la enfermedad se presentó en camarones de 1 a 15 g durante el proceso de muda; la diferencia fue que en epizootias anteriores sólo se había reportado en animales de menos de 5 g (Galaviz-Silva, 1999).

En cultivos de Sonora se reporta actualmente en granjas con prevalencias menores, pero la presencia del TSV se ha extendido a camarones silvestres (*F. aztecus* y *L. setiferus)* de la Laguna Madre, en el golfo de México (Guzmán-Sáenz *et al*., 2009).

Virus del síndrome de la mancha blanca

El WSSV, por su parte, es el que ha causado los efectos más devastadores en México y en la camaronicultura mundial a partir de 1992, cuando surgió en cultivos de *P. japonicus* en la provincia de Fujian, China. Rápidamente se dispersó a cultivos de *P. monodon* y *P. chinensis* de Corea, sur y sureste de Asia (láminas 15.5 y 15.6). En 1995 se reportó por primera vez en América, afectando cultivos en Texas, Estados Unidos.

Las epizootias más devastadoras en el continente americano ocurrieron en Nicaragua, Honduras y Guatemala en 1999, alcanzando los cultivos de Panamá, Ecuador y Perú (Alday de Graindorge, 2000). En México causó pérdidas de 80 a 100% a partir de 1999 en cultivos de *L. vannamei* (Galaviz-Silva *et al*., 2004). De 2004 a la fecha se han registrado pérdidas hasta de 50% en Sonora, en los ciclos 2011 y 2012 (Cosaes, 2011). WSSV (láminas 15.7a y b) tiene un amplio rango de hospederos (más de 40 especies de crustáceos marinos y dulceacuícolas); todas las especies de camarones cultivables son susceptibles de infectarse, y también jaibas, cangrejos de río, poliquetos, bivalvos, rotíferos, artemia, copépodos y larvas de insectos, e incluso microalgas pueden acumular elevadas cargas virales, actuando incluso como vectores mecánicos (Yan *et al*., 2004; 2007; Liu *et al*., 2007).

Virus cabeza amarilla

En Asia se considera el más virulento de los virus de camarón. Los primeros reportes de YHV se originaron en 1990, en cultivos de camarón tigre (*P. monodon*) de Tailandia (Boonyaratpalin *et al*., 1993). A partir de ahí se diseminó al golfo de Tailandia, India, Indonesia, Malasia, Filipinas, Sri Lanka, Vietnam y Taiwán (Briggs *et al*., 2005). En 1996 fue reportado en Texas (Lightner, 1996) y los primeros casos en México se reportaron en *L. stylirostris* y *L. vannamei* cultivados en las granjas de Nayarit, Sinaloa y Sonora, en el noroeste del océano Pacífico, y *L. vannamei* cultivados, donde sólo se reportó un caso de mortalidad de 20 a 35% de camarones adultos (De la Rosa-Vélez *et al*., 2006). Recientemente, en cultivos intensivos de *L. vannamei* de agua dulce en Colima, donde la infección fue leve, hubo prevalencias bajas (13.3%), quizá por una cepa de escasa virulencia, afectando solamente el crecimiento en uno de los estanques (Sánchez-Barajas *et al*., 2009).

POSIBLES VÍAS DE INTRODUCCIÓN

En el caso del IHHNV, existen evidencias genéticas de sementales de *P. monodon,* portadores de IHHNV, llevados de Filipinas a Hawái, que fueron la fuente de las epizootias en América (Tang y Lightner, 2002; Briggs *et al.* 2005). El análisis estadístico de parsimonia de haplotipos indica claramente que la localización geográfica donde ocurrió la introducción de IHHNV fue en el noroeste de México, en las granjas del golfo de California, en 1987-1990. La diseminación ocurrió rápidamente, alcanzando prevalencias de 100% hasta 2005, pero sin registrar nuevas epizootias como las ocurridas de 1987 a 1990 (Robles-Sikisaka *et al*., 2010). En México, las granjas de Baja California, Sonora y Sinaloa sembraron poslarvas y juveniles de *L. vannamei* y *L. stylirostris* portadores del virus de los tres laboratorios establecidos en la región o silvestres, y debido a la enorme demanda de semilla para sembrar el total del área de cultivo (1 600 hectáreas), se importaron poslarvas de *L. vannamei* de cooperativas establecidas en Estados Unidos, Panamá y Ecuador, con efectos adversos en 1987 (Lightner *et al*., 1992). El IHHNV, que se considera hoy enzoótico de Asia y América, causó epizootias en Ecuador durante 1997 y 1998, relacionándose esto con las condiciones oceanográficas y climatológicas debidas a El Niño. La causa más probable fue la siembra de las granjas con poslarvas silvestres de *L.vannamei* y *L. stylirostris*, que actuaron como portadores y se diseminaron (Jiménez *et al*., 1999). Otra posible causa de la transmisión de agentes patógenos en la camaronicultura es el desarrollo de la explotación intensi-

va de los mismos, lo cual incrementa simultáneamente el riesgo de infección con efectos devastadores.

El TSV se propagó al resto de América por la introducción inadvertida de organismos infectados y por camarones silvestres, los cuales, de hecho, pueden presentar una infección subclínica, volviéndose portadores del virus sin afectar seriamente a las poblaciones silvestres, dado que éstos entran a la estanquería e infectan a los camarones en cultivo (Fajardo *et al*., 2010). Otra de las fuentes de diseminación comprobadas son los vectores de partículas virales, como las gaviotas (*Larus atricilla*) y los insectos acuáticos (*Trichocorixa reticulata*), que son habitantes naturales de los estanques rústicos, encontrándose en ambos partículas virales infecciosas (Lightner, 1996). Durante los casos de las mayores epizootias en México (1996 a 1998) la colecta de poslarvas silvestres fue una práctica común para sembrar los estanques de las cooperativas, por escasez de recursos económicos que impedían adquirirlas en los laboratorios, lo cual propició la diseminación rápida del virus en Sinaloa y Sonora.

En el caso del WSSV, la introducción y diseminación más probable fue la siembra de poslarvas silvestres, pues se ha comprobado en *Litopenaeus* sp. y jaibas *Calinectes* (Galaviz-Silva *et al*., 2004), aunque Nunan *et al*. (1998) reportaron que la importación de camarón congelado de Asia a América es otra fuente de infección de WSSV e YHV. *Metapenaeus* sp., importado de China y empaquetado como señuelo para venta de pesca deportiva en Texas, también presentó WSSV, representando un riesgo potencial para crustáceos marinos y dulceacuícolas (Hasson *et al*., 2006). El primer reporte de YHV en granjas mexicanas de *L. vannamei* y *L. stylirostris* surgió en 2006, en Nayarit, Sonora y Sinaloa (lámina 15.1a y b) (De la Rosa-Vélez *et al*., 2006) y, más recientemente, en cultivos intensivos de *L. vannamei* de agua dulce en Colima. En el primer caso no se demostró la fuente de infección, y en el segundo se sugiere que fueron las aves que dispersan las partículas virales a las granjas vecinas. En los dos reportes, el índice de mortalidad es nulo o muy bajo, sugiriendo una cepa de virus de escasa virulencia (Sánchez-Barajas *et al*. 2009).

IMPACTO ECONÓMICO, BIOLÓGICO Y SOCIAL

Las pandemias ocasionadas por los virus de camarones peneidos como WSSV y TSV, y en menor grado IHHNV y YHV, han ocasionado a la industria camaronícola pérdidas de cultivos, empleos e ingresos por exportaciones, lo cual se traduce en millones de dólares. En *L. stylirostris* las pérdidas fueron de 0.5 a 1 000 millones de dólares. En *L. vannamei* el IHHNV es una enfermedad de curso crónico; aunque más resistente, causa el síndrome de la deformidad y enanismo con baja mortalidad, afectando considerablemente el crecimiento y aumento de peso (Guzmán-Sáenz *et al*., 2009). El síndrome de Taura causó serias pérdidas en los ingresos a toda Latinoamérica en la década de los noventa; el TSV es la segunda enfermedad en importancia, después del WSSV, ocasionando pandemias en América (Hasson *et al*., 1999), con pérdidas de 40 a 95% durante el periodo de 1992 a 1996, valuadas en 1 000 a 1 300 millones de dólares. Sin embargo, las pérdidas indirectas debido a caídas de las ventas, incrementos en el costo de la siembra y restricciones en el comercio regional fueron más altas (Brock *et al.,* 1997). *F. duorarum* y *F. aztecus* se consideran altamente resistentes (Brock, 2008). En 1998 existían 220 granjas en Sinaloa, con una producción de 13 000 ton por año, representando 76% de la producción del país, pero en los periodos de epizootias por TSV decreció hasta 100% en 1995 y hasta 30% en 1998 (Herzberg, 2001). En 2009, el IHHNV y Taura se reportaron por primera vez en camarones silvestres de la Laguna Madre, lo cual alerta sobre el riesgo en que se encuentran las poblaciones silvestres y las granjas camaroneras colindantes con el golfo de México (Guzmán-Sáenz *et al*., 2009). En la actualidad, los focos de infección por TSV e IHHNV persisten, pero en menor escala (12%), enmascarados quizá por el WSSV, el cual ha causado pérdidas hasta de 50% de la producción, pues de 313 millones de dólares esperados (81 000 ton) se recuperaron 156.7 millones (40 607 ton) entre 2010 y 2011, afectando los 30 000 empleos indirectos y 7 000 directos por la producción y venta de camarón (Cosaes, 2011; FIS, 2012).

REFERENCIAS

Alday de Graindorge, V. 2000. Disease management protocols and semi-intensive shrimp farming in Ecuador. *Global Aquaculture Advocate* **3**:17-19.

Boonyaratpalin, S., K. Supamattaya, S. Direkbusaracom, U. Aekpanithanpong y C. Chantanachooklin. 1993. Non-occluded baculo-like virus, the causative agent of yellow head disease in the black tiger shrimp (*Penaeus monodon*). *Fish Pathol*. **28**:103-109.

Briggs, M., S. Funge-Smith, R.P. Subasinghe y M. Phillips. 2005. Introductions and movement of two penaeid shrimp species in Asia and the Pacific. *FAO Fisheries Technical Paper* **476**:1-78.

Brock, J.A. 2008. Special topic review: Taura syndrome, a disease important to shrimp farms in the Americas. *World J. Microbiol. Biotechnol.* **13**:415-418.

Cosaes. 2011. Informe final Sanidad Camarón 2011. <*www.cosaes.com/infcamaron2011.htm*> (consultada en julio de 2012).

De la Rosa-Vélez, J., Y. Cedano-Thomas, J. Cid-Becerra, J.C. Méndez-Payán, C. Vega-Pérez, J. Zambrano-García y J.R. Bonami. 2006. Presumptive detection of yellow head virus by reverse transcriptase-polymerase chain reaction and dot-blot hybridization in *Litopenaeus vannamei* and *L. stylirostris* cultured on the Northwest coast of Mexico. *J. Fish Dis.* **29**:717-726.

Do, J.W., S.J. Cha, N.S. Lee, Y.C. Kim, J.W. Kim y J.D. Kim. 2006. Taura syndrome virus from *Penaeus vannamei* shrimp cultured in Korea. *Dis. Aquat. Org.* **12**:171-174.

Fajardo, C., H. Rodulfo, M. De Donato, R. Manrique, M. Boada y N. Aguado. 2010. Detección molecular del virus del síndrome del Taura en *Litopenaeus schmitti* silvestres del lago de Maracaibo y la laguna de Unare, Venezuela. *Rev. Cient. (Maracaibo).* **20**:457-466.

FIS. 2012. Noticias - Cayó 50% la producción de camarón por virus de la mancha blanca: <*http://newfis.fis.com/fis/worldnews/worldnews.asp?l=s&id=50928&ndb=1*> (consultada en julio de 2012).

Galaviz-Silva, L. 1999. Virus del síndrome de Taura (VST) y virus del síndrome de la mancha blanca (WSSV), agentes causantes de epizootias en la camaronicultura mexicana (1996-1999). Tesis de doctorado en Ciencias. Facultad de Ciencias Biológicas, UANL.

Galaviz-Silva, L., Z.J. Molina-Garza, J.M. Alcocer-González, J.L. Rosales Encina y J.C. Ibarra-Gámez. 2004. White spot syndrome virus genetic variants detected in Mexico by a new multiplex PCR method. *Aquaculture* **242**:53-68.

Guzmán-Sáenz, F.M., Z.J. Molina-Garza, R. Pérez-Castañeda, J.C. Ibarra-Gámez, y L. Galaviz-Silva. 2009. Virus de la necrosis hipodérmica y hematopoyética infecciosa (IHHNV) y virus del síndrome de Taura (TSV) en camarón silvestre (*Farfantepenaeus aztecus* Ives, 1891 y *Litopenaeus setiferus* Linnaeus, 1767) de La Laguna Madre, Golfo de México. *Rev. Biol. Mar. Oceanogr.* **44**:663-672.

Hasson, K.W., Y. Fan, T. Reisinger, J. Venuti1 y P.W. Varner. 2006. White-spot syndrome virus (WSSV) introduction into the Gulf of Mexico and Texas freshwater systems through imported, frozen bait-shrimp. *Dis. Aquat. Org.* **71**:91-100.

Hasson, K.W., D.V. Lightner, J. Mari, J.R. Bonami, B.T. Poulos, L.L. Mohney, R.M. Redman y J.A. Brock. 1999. The geographic distribution of Taura syndrome virus (TSV) in the Americas: Determination by histopathology and in situ hybridization using TSV-specific cDNA probes. *Aquaculture* **171**:13-26.

Herzberg, M. 2001. Taura syndrome in Mexico: Follow-up study in shrimp farms of Sinaloa. *Aquaculture* **193**:1-9.

Jiménez, R., R. Barniol y M. Machuca. 1999. Infection of IHHNV virus in two species of cultured penaeid shrimp *Litopenaeus vannamei* (Boone) and *Litopenaeus stylirostris* (Stimpson) in Ecuador during El Niño 1997-1998. *Aquac. Res.* **30**:695-705.

Lightner, D.V. 1996. The penaeid shrimp virus IHHNV and TSV, epizootiology production impacts and role of international trade in their distribution in the Americas. *Rev. Sci. Tech.* (Office International des Epizooties). **15**:579-601.

Lightner, D.V., y R.M. Redman. 1998. Strategies for the control of viral diseases of shrimp in the Americas. *Fish Pathol.* **33**:165-180.

Lightner, D.V., R.M. Reedman, T.A. Bell y J.A. Brock. 1983. Detection of IHHNV virus in *Penaeus stylirostris* and *P. vannamei* imported into Hawaii. *J. World Aquac. Soc.* 14:212-225.

Lightner, D.V., R.R. Williams, T.A. Bell, R.M. Redman y L.A. Pérez A. 1992. A collection of case histories documenting the introduction and spread of the virus disease IHHNV in penaeid shrimp culture facilities in Northwest Mexico. *ICES Mar. Sci. Symp.* **194**:97-105.

Liu, B., Z. Yu, X. Song y Y. Guan. 2007. Studies on the transmission of WSSV (white spot syndrome virus) in juvenile *Marsupenaeus japonicus* via marine microalgae. *J. Invert. Pathol.* **95**:87-92.

Morales, C.M.S., y C. Chávez S. 1999. Histopathological studies on wild broodstock of white shrimp, *Penaeus vannamei* in the Platanitos area, adjacent to San Blas, Nayarit, Mexico. *J. World Aquac. Soc.* **30**:192-200.

Nunan, L.M., B.T. Poulos y D.V. Lightner. 1998. The detection of white spot syndrome virus and yellow head virus (YHV) in imported commodity shrimp. *Aquaculture* **160**:19-30.

Pantoja, C.R., D.V. Lightner y H.K. Holtschmit. 1999. Prevalence and geographic distribution of IHHN parvovirus in wild penaeid shrimp (Crustacea: Decapoda) from the Gulf of California, Mexico. *J. Aquat. Anim. Health.* **11**:23-34.

OIE. 2011. Aquatic Animal Health Code, 11th ed. World Organization for Animal Health, París: <*www.oie.int/en/international-standard-setting/aquatic-code*> (consultada en junio de 2012).

OIE. 2006. Manual de pruebas de diagnóstico para los animales acuáticos. Capítulo 2.3.6. Necrosis hipodérmica y hematopoyética infecciosa, pp. 460-461. < *www.oie.int/esp/normes/fmanual/e_SUMMRY.HTM*> (consultada en julio de 2012).

Robles-Sikisaka, R., A.J. Bohonak, L.R. Jr. McClenaghan y A.K. Dhar. 2010. Genetic signature of rapid IHHNV (Infectious hypodermal and hematopoietic necrosis virus) expansion in wild *Penaeus* shrimp populations. *PLoS ONE.* **5**:e11799. doi:10.1371/journal.pone.0011799

Sánchez-Barajas, M., M.A. Liñán-Cabello y A. Mena-Herrera. 2009. Detection of yellow-head disease in intensive freshwater production systems of *Litopenaeus vannamei*. *Aquacult. Int.* **17**:101-112.

Tang, K.F.J., y D.V. Lightner. 2002. Low sequence variation among isolates of infectious hypodermal and hematopoietic necrosis virus (IHHNV) originating from Hawaii and the Americas. *Dis. Aquat. Org.* **49**:93-97.

Yan, D.C., S.L. Dong, J. Huang, y J.S. Zhang. 2007. White spot syndrome virus (WSSV) transmission from rotifer inoculum to crayfish. *J. Invert. Pathol.* **94**:144-148.

Yan, D.C., S.L. Dong, J. Huang, X.M. Yu, M.Y. Feng y X.Y. Liu. 2004. White spot syndrome virus (WSSV) detected by PCR in rotifers and rotifer resting eggs from shrimp ponds. *Dis. Aquat. Org.* **59**:69-73.

APÉNDICE

Mosquitos: especies invasoras asociadas al medio acuático

Carlos Solís Rojas, Humberto Quiroz Martínez, Katiushka Arévalo Niño

Los mosquitos han habitado el planeta por más de 100 millones de años y durante este tiempo han sido capaces de ajustar su biología a una gran variedad de condiciones ecológicas en casi todos los hábitats acuáticos, principalmente continentales (Becker *et al.*, 2010; 2011; 2012). Se pueden dispersar pasivamente por la acción del viento o por vuelo activo hasta 25 km; en un proceso de migración, generalmente están limitados a menos de 50 km (Bidlingmayer y Evans, 1987; Becker *et al.*, 2010). El aumento de la movilidad humana transcontinental, así como el incremento de transacciones comerciales internacionales han facilitado la dispersión de estos insectos (en cuestión de horas o días) y, en algunos casos, el establecimiento de especies de mosquitos exóticos en países con condiciones climáticas favorables para ellos. A este respecto, una especie se considera establecida después de haberse reproducido en al menos tres generaciones en un territorio nuevo (Nehring y Leuchs, 1999).

A pesar de la facilidad para su propagación, de las más de 3 500 especies de mosquitos en el mundo, hasta el momento sólo unas pocas con características particulares se han extendido mucho más allá de su distribución geográfica original (Juliano y Lounibos, 2005) y se han adaptado a diversos ecosistemas en Norteamérica. En la publicación *100 de las especies exóticas invasoras más dañinas del mundo* (Lowe *et al.*, 2000; 2004) se incluyen tres especies de mosquitos, *Aedes albopictus*, *A. aegypti* y *Anopheles quadrimaculatus*, cuya presencia se ha reportado para México (Aguirre Muñoz y Mendoza Alfaro *et al.*, 2009). Las especies invasoras de mosquitos son especialmente importantes porque constituyen vectores de enfermedades y patógenos que afectan la salud humana y animal, y en consecuencia afectan la biodiversidad y las funciones ecosistémicas. Los mosquitos tienen cuatro fases de desarrollo: huevecillos, larva, pupa y adulto. Las primeras tres fases se llevan a cabo en el agua, mientras que el adulto es de vida libre. En el caso de estos últimos, la hembra se alimenta de la sangre de humanos y otros animales principalmente, mientras que los machos, al igual que otros mosquitos, se alimentan del néctar de plantas (Lutz, 2002). Los mosquitos pueden tener impactos negativos en al menos dos componentes de los ecosistemas: las especies nativas, básicamente durante su estado larvario, por medio del desplazamiento competitivo con implicaciones complejas (Bevins, 2007), y la transmisión de enfermedades durante su estadio adulto (Becker *et al.*, 2012).

Aedes albopictus

Conocido comúnmente como mosquito tigre o mosquito tigre asiático, debido al patrón de coloración de los adultos, consistente en un cuerpo muy oscuro con bandas blancas, este mosquito es vector de diversas enfermedades que afectan al humano, principalmente virales, como malaria, dengue (dengue hemorrágico), virus del Nilo occidental, encefalitis japonesa y filariasis (Naya y Knight 1999, en Eritja *et al.*, 2005).

A. albopictus habita en áreas agrícolas con abundante vegetación; sin embargo, su flexibilidad ecológica le permite colonizar otras zonas (por ejemplo, áreas costeras, estuarios, lagos, ambientes marinos, corrientes de agua y humedales, praderas, matorrales, bosques naturales y plantados) en donde sus criaderos naturales son restringidos y pequeños, generalmente ubicados en zonas sombreadas y rodeadas de vegetación, así como hábitats artificiales en zonas urbanas y áreas perturbadas. Moore (1999) y Roiz *et al.* (2007) reportan que los neumáticos son particularmente de gran ayuda para la reproducción, sobre todo cuando son almacenados al aire libre, ya que se llenan de agua y la retienen por un largo tiempo. Una de las formas en que se han dispersado internacionalmente se debe al comercio de neumáticos (Reiter, 1998), de tal manera que para detectar mosquitos vectores y controlar su dispersión por esas rutas comerciales se debe poner especial atención en métodos de limpieza o medidas cuarentenarias (Jupp y Kemp, 1992; Higa *et al.*, 2010).

El mosquito tigre es diurno (Eritja *et al.*, 2005) y se considera agresivo, principalmente por su capacidad de interactuar con un amplio rango de hospederos, desde anfibios, reptiles, aves y ganado hasta humanos, causando incluso impactos en la economía turística (Cancrini *et al.*, 2003).

A. albopictus puede ser el vector responsable del virus del Nilo occidental de las aves al humano (CDC, 2011). En condiciones de laboratorio se ha encontrado que *A. albopictus* es receptivo a un total de cuatro tipos de flavivirus, 10 bunyavirus y siete de alfavirus; entre éstos se incluyen los responsables de la fiebre amarilla y de chikungunya. Por otra parte, se ha demostrado que, en condiciones de campo, *Aedes albopictus* es receptivo a tres flavivirus (dengue, Nilo occidental y encefalitis japonesa), seis bunyavirus (cañón Jamestown, Keystone, La Crosse, Potosí, valle Cache y Tensaw) y un alfavirus, el de encefalomielitis equina oriental (EEE).

A pesar del potencial de *A. albopictus* para transmitir todos estos virus, la incidencia de las enfermedades depende de diversos factores, como la frecuencia de picaduras, el número de personas afectadas y que el virus sobreviva durante su trayecto hacia las glándulas salivales del insecto (Enserink, 2008).

A. albopictus es nativo del sureste de Asia y es uno de los animales que se ha dispersado de forma más rápida en las últimas dos décadas; actualmente se distribuye en toda la región oriental de los trópicos del sureste de Asia, el Pacífico e islas del océano Índico, en los territorios de China y Japón, y al oeste en Madagascar (CDC, 1989; Moore, 1999). Igualmente, ha sido introducido en Norte y Sudamérica, y más recientemente en África, Australia y Europa. Fuera de su área de distribución nativa, se ha dispersado en al menos 28 países incluyendo México (Benedict *et al.*, 2007), y ante escenarios de dispersión Phillips (2008) indica que el cambio climático podría favorecer que el mosquito tigre extienda su área de distribución, debido al aumento de regiones con clima

adecuado para el insecto. La presencia de *A. albopictus* se registró en Estados Unidos en 1985 y los mosquitos se dispersaron rápidamente hacia el sureste, con reportes de presencia en el norte de México, en los estados de Tamaulipas, Coahuila y Nuevo León (Moore, 1999).

La presencia de *A. albopictus* se comprobó en 10 municipios del estado de Nuevo León, tanto en ambientes semicálidos subhúmedos como en semisecos y cálidos durante el periodo de 2001 a 2004, demostrando su capacidad de adaptación (Orta-Pesina *et al.*, 2005). Recientemente se registró su presencia en la parte central de México, en el estado de Morelos (Villegas-Trejo *et al.*, 2010), en Chiapas y más hacia el sur en Guatemala y Belice (Ortega-Morales *et al.*, 2010a, b; Salomón-Grajales *et al.*, 2012). Estos hallazgos se están complementando actualmente con la recolección de mosquitos de esta especie en Cancún, Quintana Roo, con lo cual se documenta su presencia en la península de Yucatán.

Dado que una de las vías de introducción de *A. albopictus* está vinculada principalmente con el comercio de neumáticos, desde 1992 algunos países de América (Venezuela, Chile, las Bermudas, Costa Rica, Argentina y Brasil) han establecido un embargo a las importaciones de neumáticos usados, en un intento por prevenir la introducción del dengue en aéreas donde está presente otro vector potencial, *A. aegypti* (Eritja *et al.*, 2005). De manera alternativa, Wymann *et al.* (2008) mencionan la posibilidad de utilizar agentes de control biológico, como el hongo entomopatógeno *Metarizhium anisoplie*, que es capaz de infectar tanto a *A. aegypti* como a *A. albopictus*. Además también se ha empleado *Bacillus thuringiensis* en los sitios de desarrollo del mosquito con gran efectividad.

Por otra parte, además de los neumáticos usados, el comercio de plantas provenientes de China hacia diferentes países en Norteamérica, específicamente el bambú de la suerte (*Dracaena* sp.), es otra vía de introducción. En embarques provenientes de China, en un arribo a Los Ángeles, California, durante el verano de 2001, oficiales cuarentenarios encontraron *A. albopictus* (Linthicum *et al.*, 2003). En México también es una vía de introducción probable, ya que se importa esta planta en diferentes estados, como Nuevo León, Jalisco, Baja California y el Distrito Federal.

Aedes aegypti

Este mosquito es originario de África (Soper, 1967, en GSID 2006), aunque actualmente se distribuye en más de 60 países, incluido México (Gubler, 1998, en GISD, 2006). Es un vector del virus de la fiebre amarilla y el más común en las áreas urbanas y suburbanas en las regiones tropicales y subtropicales. Está adaptado a una estrecha relación con el hombre, debido a que la hembra de este insecto se alimenta exclusivamente de sangre. Las epidemias de fiebre amarilla en América se han presentado desde antes de los años cuarenta y recientemente en África occidental. Es también el más importante portador del virus del dengue, aunque no es particularmente susceptible a infecciones virales comparado con otros mosquitos.

Actualmente, el dengue es el principal virus transmitido en el mundo y se considera la más importante infección viral transmitida por artrópodos a los humanos (Guzman *et al.*, 2010). Aproximadamente 50 millones de personas llegan a infectarse cada año y se estima que 40% de la población mundial vive en áreas de riesgo (Scott *et al.*, 2000; Ponlawat y Harrington, 2007). Se estima que 2 500 millones de personas en todo el mundo están en riesgo de infección, de las cuales aproximadamente 975 millones viven en zonas urbanas en los países tropicales y subtropicales del sureste de Asia y el sur de América (Guzmán *et al.*, 2010). El virus es primariamente transmitido por el mosquito *A. aegypti*, que típicamente ovipone sus huevecillos en contenedores llenos de agua y alrededor de las viviendas (Morrison *et al.*, 2004; 2008). Esta enfermedad es producida por cualquiera de los cuatro serotipos del virus del dengue.

Entre los esfuerzos que han ayudado a disminuir las poblaciones de *A. aegypti* se encuentran la eliminación de las posibles fuentes (Fernandez *et al.*, 1998; Nathan y Knudsen, 1991) y el tratamiento con larvicidas/adulticidas (Bang y Pant, 1972; Thavara *et al.*, 2004); en el futuro se podría también incluir el control genético (Fu *et al.*, 2010).

Se ha propuesto una estrategia global encaminada a aumentar la capacidad de vigilancia y respuesta a los brotes; evaluar el cambio de comportamiento, y reducir la enfermedad mediante la gestión de los vectores en relación con el diagnóstico precoz y preciso.

A estas acciones se vienen a añadir los medicamentos antivirales y vacunas que actualmente se encuentran en fase de desarrollo, que también podrían contribuir de manera importante para el control del dengue en el futuro.

Anopheles quadrimaculatus

Es conocido como el mosquito común de la malaria o paludismo por ser el principal vector de esta enfermedad en Norteamérica. Esta especie prefiere lugares con vegetación riparia, hojas flotantes o vegetación acuática emergente, como los cultivos de arroz o las acequias de riego adyacentes, así como la orilla de los cuerpos de agua con algas (Rutledge *et al.*, 2005).

A. quadrimaculatus se ha registrado principalmente en el este de Norteamérica. Ha sido encontrado en la costa este de Estados Unidos, las zonas sureñas de Canadá y algunas regiones de México como el sur de Veracruz; sin embargo, la mayor abundancia se registra para el sureste de Estados Unidos (Carpenter *et al.*, 1946; Carpenter y La-Casse, 1955; Ríos y Connelly, 2007).

Los machos adultos y las hembras se alimentan de azúcares vegetales y néctar para obtener energía. Las hembras también se alimentan de la sangre de mamíferos, incluidos los humanos (Carpenter y La-Casse, 1955). En animales, la preferencia de alimentación se centra principalmente en rumiantes, equinos, lagomorfos y caninos (Jensen *et al.*, 1996), y depende de la distancia a criaderos y sitios de reposo (Jensen *et al.*, 1996). Son más activos en los meses de verano y muestran un desarrollo lento en invierno (Weidhass *et al.*, 1965).

NORMATIVIDAD

Las tres especies mencionadas fueron enlistadas en la norma oficial mexicana de emergencia NOM-EM-003-SSA2-2008 (*DOF*, 2008), para la vigilancia epidemiológica, prevención y control de enfer-

medades transmitidas por vector, que tiene lineamientos equivalentes a las recomendaciones emitidas y difundidas por la Organización Mundial de la Salud y la Organización Panamericana de la Salud. Esta norma emergente, que tuvo una vigencia de seis meses por una seria epidemia de dengue clásico y hemorrágico, indica como estrategia principal el control de vectores. Para el caso del paludismo, la norma establece que se supervisarán y evaluarán los lugares que favorecen el desarrollo de las larvas. Para el dengue, en particular, se sugirió el aislamiento del paciente para evitar contacto con el vector.

Por otro lado, la NOM-032-SSA2-2010, para la vigilancia epidemiológica, prevención y control de las enfermedades transmitidas por vector (*DOF*, 2010), reconoce la necesidad de incorporar nueva evidencia científica, con particular atención en los factores de riesgo, la mecánica de transmisión y las acciones operativas que, en su momento, deberán ser mejoradas e incorporadas, como procedimientos de vigilancia, prevención y control.

En los países donde se ha extendido la distribución de los mosquitos, su erradicación resulta difícil y muy cara. Lo más conveniente es actuar lo más rápido posible y evitar la propagación. Por ejemplo, entre las acciones que se han llevado a cabo y que están en proceso destacan el almacenamiento, la disposición adecuada, los procesos de transporte y el reciclaje de neumáticos usados, que debe adoptarse como una de las acciones principales para tratar de limitar la expansión intercontinental, además, de la reducción de reservorios que eviten la reproducción del mosquito.

Es evidente que la globalización ha fomentado la transferencia de productos y servicios entre países, con el riesgo para la salud que esto conlleva. Las medidas preventivas tienen un papel indispensable para disminuir, o en algunos casos, eliminar la probabilidad de expansión de mosquitos que a su vez actúan como vectores de enfermedades infecciosas. Una segunda estrategia es la búsqueda de procedimientos de control de estos agentes por vías biotecnológicas, que ha comenzado a dar resultados positivos. Sin embargo, aún es importante continuar los estudios sobre la biología y distribución de estos agentes, que se ha visto alterada por los cambios ambientales, con efectos en su crecimiento poblacional. El problema de los mosquitos como especie invasora es particularmente complejo, ya que tiene consecuencias ecológicas, involucra interacciones poco conocidas con otros organismos patógenos y los impactos tienen implicaciones muy importantes (en la salud, económicos y sociales), lo que hace crucial el trabajo multidisciplinario para poder prevenir, controlar y erradicar sus efectos.

Referencias

Aguirre Muñoz, A., R. Mendoza Alfaro *et al.* 2009. Especies exóticas invasoras: impactos sobre las poblaciones de flora y fauna, los procesos ecológicos y la economía, en *Capital natural de México,* vol. II: *Estado de conservación y tendencias de cambio.* Conabio, México, pp. 277-318.

Bang, Y.H., y C.P. Pant. 1972. A field trial of abate larvicide for control of *Aedes aegypti* in Bangkok, Thailand. *Bull. Wld. Hlth. Org.* **46**:416-425.

Becker, N., D. Petric, M. Zgomba, C. Boase, M. Madon, C. Dahl y A. Kaiser. 2010. *Mosquitoes and their control.* Springer, Heidelberg.

Becker, N., K. Huber, B. Pluskota y A. Kaiser. 2011. *Aedes japonicus japonicus* - A newly established neozoan in Germany and a revised list of the German mosquito fauna. *European Mosquito Bulletin* **29**:88-102.

Becker, N., B. Pluskota, A. Kaiser y F. Schaffner. 2012. Exotic mosquitoes conquer the world, en *Arthropods as vectors of emerging diseases. Parasitology Research Monographs*, volume 3, pp. 31-60.

Benedict, M.Q., R.S. Levine, W.A. Hawley y L.P. Lounios. 2007. Spread of the tiger: global risk of invasion by the mosquito *Aedes albopictus*. *Vector Borne Zoonotic Dis.* **7**(1):76-85.

Bevins, S. 2007. Timing of resource input and larval competition between invasive and native container-inhabiting mosquitoes (Diptera: Cilucidae). Journal of Vector Ecology **32**:252-262.

Bidlingmayer, W.L., y D.G. Evans. 1987. The distribution of female mosquitoes about a flight barrier. *J. Am. Mosq. Control Assoc.* **3**(3):369-77.

Cancrini, G., A. Frangipane di Regalbono, I. Ricci, C. Tessarin, S. Gabrielli y M. Pietrobelli. 2003. *Aedes albopictus* is a natural vector of *Dirofilaria immitis* in Italy, *Vet. Parasitol.* **118**(3-4):195-202.

Carpenter, S.J., W.W. Middlekauff y R.W. Chamberlain. 1946. The mosquitoes of the southern United States east of Oklahoma and Texas. *The American Midland Naturalist Monograph,* Series No. 3. University Press, Notre Dame.

Carpenter, S.J., y W.J. La-Casse. 1955. Mosquitoes of North America (north of Mexico). *University of Calif. Press illus.* 127 pls., p. 360.

CDC. 1989. Centers for disease control and prevention. Update: *Aedes albopictus* infestation—United States, Mexico. Morb Mortal Wkly Rep., **38**:440, 445-446.

CDC. 2011. Information on *Aedes albopictus.* Centers for Disease Control and Prevention. <*www.cdc.gov/ncidod/dvbid/arbor/albopic_new.htm*> (consultada en julio de 2011).

DOF. 2008. Norma Oficial Mexicana de Emergencia NOM-EM-003-SSA2-2008, para la vigilancia epidemiológica, prevención y control de enfermedades transmitidas por vector. *Diario Oficial de la Federación*, 8 de septiembre de 2008.

DOF. 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-032-SSA2-2010, para la vigilancia epidemiológica, prevención y control de las enfermedades transmitidas por vector. *Diario Oficial de la Federación*, 1 de junio de 2010.

Enserink, M. 2008. A mosquito goes global. *Science* **320**:864-866.

Eritja, R., R. Escosa, J. Lucientes, E. Marque, R. Molina, D. Roiz y S. Ruiz. 2005. Worldwide invasion of vector mosquitoes: Present European distribution and challenges for Spain, *Biol. Invasions* **7**:87-97.

Fernández, E.A., E. Leontsini, C. Sherman, A.S. Chan, C.E. Reyes, R.C. Lozano, B.A. Fuentes, M. Nichter y P.J. Winch. 1998. Trial of a community-based intervention to decrease infestation of *Aedes aegypti* mosquitoes in cement washbasins in El Progreso, Honduras. *Acta Tropica* **70**(2):171-183.

Fu, G.L., R.S. Lees, D. Nimmo, D. Aw, L. Jin, P. Gray, T.U. Berendonk, H. White-Cooper, S. Scaife, H.K. Phuc, O. Marinotti, N. Jasinskiene, A.A. James y L. Alphey. 2010. Female-specific flightless phenotype for mosquito control. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA.* **107**:4550-4554.

GISD. 2006. *Aedes aegypti* (Linnaeus, 1762) *Yellowfever mosquito.* Global Invasive Species Database. <*www.issg.org/database/welcome*>.

Guzmán, M.G., S.B. Halstead, A. Harvey, P. Buchy, J. Farrar, D.J. Gubler, E. Hunsperger, A. Kroeger, H.S. Margolis, E. Martínez, M.B. Nathan, J.L. Pelegrino, C. Simmons, S. Yoksan y R.W. Peeling. 2010. Dengue: A continuing global threat. *Nature Review Microbiology* **8**:S7-S16.

Higa, Y., N.T. Yen, H. Kawada, T.H. Son, N.T. Hoa, M. Takagi. 2010. Geographic distribution of *Aedes aegypti* and *Aedes albopictus* collected from used tires in Vietnam. *J. Am. Mosq. Control Assoc* **26**:1-9.

Jensen, T., A.F. Cockburn, P.E. Kaiser y D.R. Barnard. 1996. Human blood-feeding rates among sympatric sibling species of *Anopheles quadrimaculatus* mosquitoes in northern Florida. *Am. J. Trop. Med. Hyg.* **54**:523-525.

Juliano, S.A., y Lounibos, L. P. 2005. Ecology of invasive mosquitoes: Effects on resident species and on human health. *Ecology Letters* **8**:558-574.

Jupp, P.G., y A. Kemp. 1992. *Aedes albopictus* and other mosquitoes imported in tires into Durban, South Africa. *J. Am. Mosq. Control. Assoc.* **8**(3):321-322.

Linthicum, K.J., V.L. Kramer, M.B. Madon, K. Fujioka y Surveillance-Control Team. 2003. Introduction and potential establishment of *Aedes albopictus* in California in 2001. *J. Am. Mosq. Control. Assoc.* **19**(4):301-308.

Lowe, S., M. Browne, S. Boudjelas y M. De Poorter. 2000. 100 de las especies exóticas invasoras más dañinas del mundo. Una selección del Global Invasive Species Database.

Lowe, S., M. Browne, S. Boudjelas y M. De Poorter. 2004. 100 de las especies exóticas invasoras más dañinas del mundo. Una selección del Global Invasive Species Database.

Lutz, N. 2002. A North Carolina summer pest the Asian Tiger mosquito *Aedes albopictus*. *EcoAccess*. <*www.ibi-blio.org/ecoacces/info/wildlife/pubs/asiantigermosquitoes*>.

Moore, C.G. 1999. *Aedes albopictus* in the United States: Current status and prospects for further spread. *J. Am. Mosq. Control. Assoc.* **15**:221-227.

Morrison, A.C., K. Gray, A. Getis, H. Astete, M. Sihuincha, D. Focks, D. Watts, J.D. Stancil, J. G. Olson, P. Blair y T.V. Scott. 2004. Temporal and geographic patterns of *Aedes aegypti* (Diptera: Culicidae) production in Iquitos, Peru. *J. Med. Entomol.* **41**:1123-1142.

Morrison, A.C., E. Zielinski-Gutiérrez, T.W. Scott y R. Rosenberg. 2008. Defining challenges and proposing solutions for control of the virus vector *Aedes aegypti*. *PLOS Med*. **5**:362-366.

Nathan, M.B., y A.B. Knudsen. 1991. *Aedes aegypti* infestation characteristics in several Caribbean countries and implications for integrated communitybased control. *J. Am. Mosq. Contr. Assoc.* **7**:400-404.

Nehring, S., y H. Leuchs. 1999. Neozoa (Makrozoobenthos) an der deutschen Nordseeküste–eine Übersicht der Bundesanstalt für Gewässerkunde. Koblenz, BfG **1200**:1-131.

Orta-Pesina, H., R. Mercado-Hernández y J.F. Elizondo-Leal. 2005. Distribución de *Aedes albopictus* (Skuse) en Nuevo León, México, 2001-2004. *Salud Pública Mex* **47**:163-165.

Ortega-Morales, A.I., P. Mis Ávila, A. Elizondo-Quiroga, R.E. Harbach, Q.K. Siller-Rodríguez y I. Fernández-Salas. 2010a. The mosquitoes of Quintana Roo state, Mexico (Diptera: Culicidae). *Acta Zool. Mex.* **26**:36-46.

Ortega-Morales, A.I., P. Mis-Ávila, M. Domínguez- Galera, G. Canul-Amaro, J. Esparza-Aguilar, J. Carlos-Azueta, *et al*. 2010b. First record of *Stegomyia albopicta* (*Aedes albopictus*) in Belize. *Southwest. Entomol.* **35**:197-198.

Phillips, M.L. 2008. Dengue reborn: Widespread resurgence of a resilient vector. *Environ. Health Perspect*. **116**(9): 382-388.

Ponlawat, A., y L.C. Harrington. 2007. Age and body size influence male sperm capacity of the dengue vector *Aedes aegypti* (Diptera: Culicidae). *J. Med. Entomol.* **44**:422-426.

Reiter, P. 1998. *Aedes albopictus* and the world trade in used tires, 1988-1995: The shape of things to come? *J. Am. Mosq. Control Assoc.* **14**(1):83-94.

Ríos, L.M., y C.R. Connelly. 2007. *Anopheles quadrimaculatus* Say, en J.L. Gillett-Kaufman (coord.). *Featured creatures*. University of Florida. <*http://entnemdept.ufl.edu/creatures/aquatic/Anopheles_quadrimaculatus.htm*>.

Roiz, D., R. Eritja, R. Escosa, J. Lucientes, E. Marqués, R. Melero-Alcíbar, S. Ruiz y R. Molina. 2007. A survey of mosquitoes breeding in used tires in Spain for the detection of imported potential vector species. *J. Vector Ecol.* **32**(1):10-15.

Rutledge, R.C., R.H. Baker, C.D. Morris y J.K. Nayar. 2005. Human malaria. EDIS. <*http://edis.ifas.ufl.edu/MG103*>.

Salomón-Grajales, J., G.V. Lugo-Moguel, V.R. Tinal-Gordillo, J. de la Cruz-Velázquez, B.J. Beaty, L. Eisen, *et al*. 2012. *Aedes albopictus* mosquitoes, Yucatan Peninsula, Mexico [letter]. *Emerg. Infect. Dis.* <*http://dx.doi.org/10.3201/eid1803.111626*>.

Scott, T.W., P.H. Amerasinghe, A.C. Morrison, L.H. Lorenz, G.G. Clark, D. Strickman, P. Kittayapong y J.D. Edman. 2000. Longitudinal studies of *Aedes aegypti* (Diptera: Culicidae) in Thailand and Puerto Rico: Blood feeding frequency. *J. Med. Entomol.* **37**:89-101.

Thavara, U., A. Tawatsin, W. Kong-Ngamsuk y M.S. Mulla. 2004. Efficacy and longevity of a new formulation of temephos larvicide tested in villagescale trials against larval *Aedes aegypti* in water-storage containers. *J. Am. Mosq. Contr. Assoc.* **20**:176-182.

Villegas-Trejo, A., P. Manrique-Saide, A. Che-Mendoza, W. Cruz-Canto, M.G. Fernández, C. González-Acosta, F. Dzul-Manzanilla, H. Huerta y J.I. Arredondo-Jiménez. 2010. First report of *Aedes albopictus* and other mosquito species in Morelos, Mexico. *J. Am. Mosq. Control Assoc.* **26**(3):321-323, doi: <*http://dx.doi.org/10.2987/10-6014.1*>.

Weidhass, D.E., D.B. Woodard, C.H. Schmidt y H.R. Ford. 1965. Biology of *Anopheles quadrimaculatus* under field conditions in central Florida. *Ann. Entomol. Soc. Am.* **58**:145-150.

Wymann, M.N., E. Flacio, S. Radczuweit, N. Patocchi, P. Lüthy. 2008. Asian Tiger mosquito (*Aedes albopictus*) - A threat for Switzerland? *Eurosurveillance* **13**(10):1-2.

16 HELMINTOS PARÁSITOS DE PECES DE AGUA DULCE INTRODUCIDOS

Guillermo Salgado-Maldonado* y Miguel Rubio-Godoy

* Autor para recibir correspondencia: <gsalgado@ibunam2.ibiologia.unam.mx>

Salgado-Maldonado, G., y M. Rubio-Godoy. 2014. Helmintos parásitos de peces de agua dulce introducidos, en R. Mendoza y P. Koleff (coords.), *Especies acuáticas invasoras en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, pp. 269-285.

RESUMEN

El conocimiento actual de la fauna de helmintos que parasitan a los peces de agua dulce de México se cuenta entre los más completos en el neotrópico, lo cual ha permitido análisis detallados de la evolución e historia biogeográfica de los peces hospederos. De la misma forma, estos datos han sido útiles para la valoración del funcionamiento y estado de conservación de los ecosistemas acuáticos. En esta sección presentamos un listado de las especies de helmintos introducidas que infectan a los peces dulceacuícolas de México. Consideramos que una especie de parásito es introducida si no hay duda de que el pez hospedero fue introducido a México, ya que esto nos permite considerar que los parásitos asociados con esa especie de pez en particular son exóticos. Registramos 40 especies de helmintos introducidos a México con peces traslocados o introducidos primordialmente con propósitos de acuicultura, incluyendo carpas, tilapias, truchas y lobinas; 33 de estas especies son platelmintos de la clase Monogenoidea. Con base en el tiempo de su permanencia en México, en su registro de hospederos y en su distribución geográfica, consideramos que cinco de estas especies se han establecido como invasoras, incluyendo tres monogéneos (*Cichlidogyrus sclerosus*, *Dactylogyrus extensus* y *Gyrodactylus cichlidarum*), el digéneo *Centrocestus formosanus* y el céstodo *Bothriocephalus acheilognathi*. Estos parásitos establecidos ejercen impactos negativos sobre sus hospederos originales y potencialmente ponen en peligro la sobrevivencia de peces silvestres nativos. Esto es particularmente evidente en *C. formosanus* y *B. achelognathi*, ya que ambas especies se distribuyen virtualmente en todo el país y muestran baja especificidad hospedatoria.

ABSTRACT

*Knowledge of the helminth fauna infecting Mexican freshwater fish is among the most complete in the Neotropics and has enabled detailed analyses of the evolutionary and biogeographical history of their fish hosts, as well as assessments of the function and conservation status of aquatic ecosystems. Here, we present a list of introduced helminths infecting freshwater fish in Mexico. We consider a parasite as introduced if there is no doubt that the fish hosts were introduced, and thus consider their associated parasites as exotic species as well. We recognize 40 species of helminths introduced into the country with fish translocated mainly for aquacultural purposes, such as carps, trouts, tilapias, and bass. Of these, 33 are flatworms from the class Monogenea. Based on their extended residence time in Mexico, and both their geographical and host ranges, we consider five of these exotic parasites as established, invasive species: three monogeneans (*Cichlidogyrus sclerosus, Dactylogyrus extensus *and* Gyrodactylus cichlidarum*), the digenean* Centrocestus formosanus, *and the cestode* Bothriocephalus acheilognathi. *All of these established parasites exert negative impacts on their original hosts, and potentially endanger the survival of native fish hosts. This is particularly true for* C. formosanus *and* B. achelognathi, *both of which have a virtually nationwide distribution in Mexico and exhibit very low host specificity.*

INTRODUCCIÓN

La fauna de helmintos parásitos de peces de México es una de las mejor estudiadas en la región neotropical; en este contexto, México destaca por la diversidad de parásitos de sus peces de agua dulce (Luque y Poulin, 2007). El conocimiento de la fauna parasitaria de los peces de agua dulce del país ha permitido elaborar listados de la biodiversidad de helmintos de distintas cuencas, útiles para entender la historia evolutiva y biogeográfica de sus hospederos, y examinar el funcionamiento de los ecosistemas y evaluar su estado de conservación. Sin embargo, carecemos de un listado de los helmintos introducidos a México. En el inventario de los helmintos parásitos de los peces de agua dulce de México (Salgado-Maldonado, 2006) se reconocen especies neotropicales y neárticas, endémicas y de amplia distribución, y pueden distinguirse especies introducidas. La mayoría de estas especies fue introducida junto con peces que a su vez se introdujeron a México principalmente con fines de acuicultura.

Al igual que en otras invasiones biológicas, los peces introducidos han tenido infinidad de efectos adversos en los ecosistemas donde se han establecido, entre otros la introducción de enfermedades y patógenos. Dos ejemplos notables de ello son la "enfermedad del torneo" (*whirling disease*), padecimiento originario de Europa causado por el myxozoo *Myxobolus cerebralis*, que actualmente tiene distribución mundial. Este microorganismo fue dispersado con la introducción global de salmónidos; actualmente afecta a poblaciones de peces tanto cultivados como silvestres (Granath Jr. *et al.*, 2007). Lo mismo ocurre con la infección por el gusano monogéneo *Gyrodactylus salaris*, que diezmó las poblaciones de salmónidos en piscifactorías y ríos de Noruega, al ser introducido desde el Báltico (Bakke *et al.*, 2007); *G. salaris* es el único patógeno no viral de peces incluido en el listado de enfermedades 2012 de la Organización Mundial de Sanidad Animal (OIE, 2012).

El objetivo del presente estudio es recopilar y analizar la información sobre las especies de helmintos introducidas y que son parásitos de los peces de agua dulce de México, indicando los años probables de su introducción al país, su registro actual de hospederos y su distribución geográfica en México, y el grado de naturalización y estatus de invasión. Hacemos esto respondiendo a tres series de preguntas: 1] ¿qué helmintos parásitos de los peces de agua dulce de México se han introducido?, ¿cuál es su origen, fecha de introducción y la vía mediante la cual fueron introducidos al país?; 2] ¿qué especies nativas de peces mexicanos se han visto más afectadas?, ¿cuál es la distribución actual reconocida de cada especie de helminto introducido en México?; 3] ¿cuáles son las características biológicas de las especies introducidas de helmintos que parasitan a los peces de agua dulce de México?

Para los fines de este capítulo optamos por una definición de helminto introducido práctica y a prueba de errores: si no hay duda de que el pez hospedero fue introducido al país, también consideramos sus parásitos asociados como especies exóticas. En general, son especies de helmintos cuyo origen y rango de distribución natural se ha documentado en otras áreas geográficas, en otros continentes; la mayoría de estas especies están reconocidas como invasoras también en otras áreas geográficas y países.

Con el fin de establecer los años probables y las vías de introducción de las especies de parásitos, presentamos primero un resumen histórico de la introducción de los peces hospederos, seguido de una lista de las 40 especies de helmintos introducidos que se han registrado en los peces dulceacuícolas de México. Posteriormente, describimos las cinco especies de parásitos invasores que consideramos como establecidos en México, con base en la amplitud de su tiempo de residencia, registro de hospederos y distribución geográfica en el país. Para valorar objetivamente el estatus de la invasión e identificar las especies establecidas, calculamos una puntuación del estado de invasividad de cada helminto introducido, considerando su tiempo de residencia (años transcurridos entre el primer y último registros de su presencia), así como la amplitud de su distribución geográfica reconocida en México y el número de hospederos en los que ha sido registrado en el país. La puntuación anotada es el producto resultante de multiplicar [tiempo de residencia del parásito en años] × [número de estados de la República donde ha sido reportado] × [núm. de especies de hospederos en que se ha reportado] × [núm. de géneros de hospederos en que se ha reportado] × [núm. de familias de hospederos en que se ha reportado].

INTRODUCCIÓN DE PECES HOSPEDEROS A MÉXICO: RESUMEN HISTÓRICO

Los datos siguientes sobre peces introducidos a México se basan sobre todo en los trabajos de Arredondo-Figueroa, 1983; Contreras-Balderas y Escalante, 1984; Juárez-Palacios y Palomo-Martínez, 1985, 1987; Arredondo-Figueroa y Lozano-Gracia, 2003. Los peces que referimos están catalogados como especies exóticas establecidas en el país (Conabio, 2008), y la validez de sus nombres científicos se verificó en FishBase (Froese y Pauly, 2010).

Carpas. La carpa común o carpa espejo, *Cyprinus carpio carpio*, originaria de Asia y Europa central, fue introducida de Francia a México en 1872-1873; se había llevado de Europa central a Francia desde antes del siglo XVIII. La carpa dorada, *Carassius auratus auratus* proviene de Asia central, China y Japón, y fue introducida a México de China y Francia en 1872. En tanto que la carpa herbívora, *Ctenopharyngodon idella*, fue introducida de China en 1965.

Truchas. Los salmónidos del género *Oncorhynchus* son originarios de la costa del Pacífico de Norteamérica y Asia, desde Baja California hasta Alaska, Kamchatka y Japón. La trucha arcoíris, *Oncorhynchus mykiss* fue introducida de Estados Unidos en los años 1880. En el siglo XX se introdujeron de ese país otras especies de salmónidos, incluyendo la trucha dorada mexicana, *O. chrysogaster*, la trucha de garganta cortada, *O. clarkii clarkii*, y la trucha de arroyo, *Salvelinus fontinalis*.

Lobinas y mojarra de agallas azules. La lobina negra, *Micropterus salmoides*, es un centrárquido originario de la cuenca del Misisipi en Norteamérica; su distribución natural va de Quebec al norte de México y fue introducida desde Estados Unidos en 1930 a cuerpos de agua más australes en México. La mojarra de agallas azules, *Lepomis macrochirus*, originaria de la misma región que la lobina negra, fue introducida de Estados Unidos a México en fecha desconocida.

Tilapias. Estos cíclidos son originarios de África. La tilapia de panza roja, *Tilapia zillii*, se introdujo de Estados Unidos a México en 1945; se desconoce cuándo se introdujo en el país del norte. Las tilapias mozambiqueña, *Oreochromis mossambicus*, y dorada, *O. aureus*, fueron introducidas de Estados Unidos en 1964; la primera vino de Singapur en 1951, la segunda de Israel y África en 1957. La tilapia del Nilo, *O. niloticus niloticus*, fue introducida de África y Costa Rica en 1964. Se desconoce cuándo se introdujo la tilapia del Congo, *T. rendalli*, pero se llevó de México a Cuba en 1968. La tilapia hornorum, *O. urolepis hornorum*, llegó de Costa Rica en 1978; se desconoce la procedencia del pez en Costa Rica, pero hay registros de introducciones ahí desde 1950.

Bagre de canal. El bagre de canal, *Ictalurus punctatus,* es nativo del centro de Estados Unidos y su distribución natural abarca desde el sur de Canadá hasta el norte de México; fue traslocado a otros cuerpos de agua mexicanos en 1978.

Sardina. La sardina molleja o cuchilla, *Dorosoma cepedianum*, es originaria de la costa atlántica de Estados Unidos; se distribuye de forma natural desde Nueva York hasta la cuenca del río Pánuco en México, pero fue introducida a otros cuerpos de agua en el centro y sur de México; fecha de introducción desconocida.

Gupi. El gupi, *Poecilia reticulata*, es originario de la costa caribeña de Sudamérica, Trinidad y Tobago y Barbados. Fue introducido a México para el control biológico de mosquitos en 1971.

HELMINTOS INVASORES REGISTRADOS

En el cuadro 1 se enlistan 40 especies de helmintos introducidos reportados en México. La mayoría de éstos (33) son monogéneos. Consideramos que cinco helmintos se han establecido en el país: tres especies de monogéneos (*Cichlidogyrus sclerosus*, *Dactylogyrus extensus* y *Gyrodactylus cichlidarum*), el digéneo *Centrocestus formosanus* y el céstodo *Bothriocephalus acheilognathi*.

Cuadro 1. **Helmintos introducidos parásitos de peces de agua dulce de México**

Helminto introducido	*Hospedero introductor*	*Área de origen/ año de introducción*	*Hospederos registrados en México: especies/géneros/familias; especie (familia)*	*Primer reporte en México: año (ref., estado)*	*Otros reportes: año (ref., estado)*	*Puntuación "invasivo"*
MONOGÉNEOS						
Actinocleidus cf. *fergusoni*	L	Norteamérica 1930?	1 / 1 / 1 *Micropterus salmoides* (Centrarchidae)	2004 (1 Hgo.)		0
Ancyrocephalinae / Ancyrocephalus sp.	L?, T?	?	3 / 2 / 2 *Micropterus salmoides* (Centrarchidae); *Oreochromis mossambicus*, *O.* (= *Sarotherodon*) *urolepis hornorum* (Cichlidae)	1985 (2 Chis.)	1986 (3 Tamps.); 1994 (3 Mich.); 2000 (4 Mich.)	540
Cichlidogyrus dossoui	T	África 1964?	2 / 1 / 1 *Oreochromis aureus*, *O. niloticus niloticus* (Cichlidae)	2001 (5 Yuc., 6 Yuc. y Camp., 7 Tab.)	2009 (8 Ver.); 2012 (9 Yuc.)	88
Cichlidogyrus haplochromii	T	África 1964?	1 / 1 / 1 *Oreochromis niloticus niloticus* (Cichlidae)	2001 (5 Yuc.)	2012 (9 Yuc.)	11
*Cichlidogyrus longicornis*HN	T	África 1964?	3 / 2 / 1 *Oreochromis aureus*, *O. niloticus niloticus*, *Paraneetroplus fenestratus* (= *Cichlasoma fenestratum*) (Cichlidae)HN	2001 (5 Yuc. y Ver.)	2012 (9 Yuc.)	132
Cichlidogyrus sclerosus HN,*	T	África 1964?	9 / 6 / 2 *Cichlasoma urophthalmum* (= *urophtalmus*) (Cichlidae)HN; *Goodea atripinnis* (Goodeidae)HN; *Oreochromis aureus*, *O. mossambicus*, *O. niloticus niloticus*, *O.* (= *Sarotherodon*) *urolepis hornorum*, *Paraneetroplus fenestratus* (= *Cichlasoma fenestratum*)HN, *Thorichthys* (= *Cichlasoma*) *callolepis*, *Tilapia rendalli* (Cichlidae)HN	1985 (2 Chis., 7 Mor.)	1989 (7 D.F., Gro., N.L., Oax y S.L.P.); 1994 (7 Q. Roo); 1995 (7 Mor., Q. Roo, Tamps. y Yuc.); 1998 (7 Mor.); 2001 (5 Yuc. y Ver., 6 Camp. y Yuc., 7 Tab.); 2003 (7 Mor.); 2004 (2 Jal.); 2005 (2 Tab.); 2007 (10 Chis. y Yuc.); 2009 (8 Ver., 11 Qro., 12 Mor.); 2010 (13 Ver., 14 Dgo.); 2012 (9 Yuc.)	43 740
Cichlidogyrus tilapiae HN	T	África 1964?	3 / 2 / 1 *Oreochromis aureus*, *O. niloticus niloticus*, *Paraneetroplus fenestratus* (= *Cichlasoma fenestratum*) (Cichlidae)HN	2001 (5 Yuc. y Ver., 7 Tab.)	2005 (2 Tab.); 2012 (9 Yuc.)	198
Cleidodiscus bedardi	L	Norteamérica 1930?	1 / 1 / 1 *Lepomis macrochirus* (Centrarchidae)	2010 (14 Dgo.)		0
Cleidodiscus floridanus	C		2 / 2 / 2 *Cyprinus carpio carpio* (Cyprinidae); *Ictalurus punctatus* (Ictaluridae)	1985 (2 Chis.)	1988 (3 Coah., N.L. y Tamps.); 1990 (15 Coah., N.L. y Tamps.); 1992 (16 Coah., N.L. y Tamps.)	224

Cuadro 1 [*continúa*]

Helminto introducido	*Hospedero introductor*	*Área de origen/ año de introducción*	*Hospederos registrados en México: especies/géneros/familias; especie (familia)*	*Primer reporte en México: año (ref., estado)*	*Otros reportes: año (ref., estado)*	*Puntuación "invasivo"*
Dactylogyrus sp.	C?, L?, B?	Europa? Asia? 1872?	5 / 5 / 4 *Ctenopharyngodon idella*, *Cyprinus carpio carpio* (Cyprinidae); *Ictalurus punctatus* (Ictaluridae); *Micropterus salmoides* (Centrarchidae); *Oreochromis niloticus niloticus* (Cichlidae)	1980 (7 Hgo.)	1986 (3 Hgo. y Tamps.); 1991 (7 Mor.), 1992 (7 Mich., Mor.); 2010 (17 Tamps.)	12 000
Dactylogyrus anchoratus	C	Europa? Asia? 1872?	1 / 1 / 1 *Carassius auratus auratus* (Cyprinidae)	2010 (14 Dgo.)		0
Dactylogyrus dulkeiti	C	Europa? Asia? 1872?	2 / 2 / 1 *Carassius auratus auratus*, *Cyprinus carpio carpio* (Cyprinidae)	2009 (12 Mor.)	2010 (14 Dgo.)	16
Dactylogyrus extensus[HN, *]	C	Europa? Asia? 1872?	4 / 4 / 4 *Cyprinus carpio carpio* (Cyprinidae); *Goodea atripinnis* (Goodeidae)[HN]; *Ictalurus punctatus* (Ictaluridae); *Poecilia mexicana* (Poeciliidae)[HN];	1969 (2 Edo.?)	1987 (2 Edo.?); 1988 (3 Coah.); 1990 (15 Coah.); 1992 (16 Coah., N.L. y Tamps.); 1998 (7 Coah.); 2009 (11 Qro.); 2010 (14 Dgo.)	13 120
Dactylogyrus intermedius	C	Europa? Asia? 1872?	1 / 1 / 1 *Cyprinus carpio carpio* (Cyprinidae)	2009 (2 Mor.)		0
Dactylogyrus vastator	C	Europa?Asia? 1872?	2 / 2 / 1 *Carassius auratus auratus*, *Cyprinus carpio carpio* (Cyprinidae)	2009 (12 Mor.)		0
Enterogyrus sp.	T	África 1964?	1 / 1 / 1 *Oreochromis mossambicus* (Cichlidae)	1989 (7 S.L.P.)		0
Enterogyrus malmbergi [HN]	T	África 1964?	2 / 2 / 1 *Oreochromis niloticus niloticus*, *Thorichthys* (= *Cichlasoma*) *callolepis* (Cichlidae)[HN]	2001 (5 Yuc. y Tab.)		0
Enterogyrus niloticus	T	África 1964?	1 / 1 / 1 *Oreochromis niloticus niloticus* (Cichlidae)	2001 (7 Tab.)		0
Gyrodactylus sp., recolectados de *Oreochromis* spp. y por lo tanto probablemente *G. cichlidarum**	T	África 1964?	2 / 1 / 1 *Oreochromis aureus*, *O. mossambicus* (Cichlidae)	1992 (18 Son.)	2009 (11 Qro.)	480
Gyrodactylus sp., recolectados de peces introducidos en México	C, B, S		4 / 4 / 3 *Carassius auratus auratus*, *Cyprinus carpio carpio* (Cyprinidae); *Ictalurus punctatus* (Ictaluridae); *Oncorhynchus mykiss* (Salmonidae)	1980 (7 Mor.)	1993 (7 Mor.); 2009 (11 Qro.); 2010 (17 Tamps.)	4 320
Gyrodactylus bullatarudis [HN]	P	Sudamérica 1971?	1 / 1 / 1 *Poecilia mexicana* (Poeciliidae)[HN]	2010 (18 Hgo. y Ver.)		0
*Gyrodactylus cichlidarum**	T	África 1964?	3 / 1 / 1 *Oreochromis mossambicus*, *O. niloticus niloticus*, *O. hybrids* (Cichlidae)	2007 (19 Tab.)	2010 (20 Ver., Yuc., Tab. y Sin.); 2012a (21 Ver.)	480
Gyrodactylus niloticus (sinónimo junior de *G. cichlidarum*) *	T	África 1964?	3 / 1 / 1 *Oreochromis aureus*, *O. mossambicus*, *O. niloticus niloticus* (Cichlidae)	2001 (7 Tab.)	2005 (2 Tab.)	480

Cuadro 1 [*continúa*]

Helminto introducido	*Hospedero introductor*	*Área de origen/ año de introducción*	*Hospederos registrados en México: especies/géneros/familias; especie (familia)*	*Primer reporte en México: año (ref., estado)*	*Otros reportes: año (ref., estado)*	*Puntuación "invasivo"*
Gyrodactylus salmonis	S	Norteamérica 1880?	1 / 1 / 1 *Oncorhynchus mykiss* (Salmonidae)	2012b (22 Ver.)		0
Gyrodactylus yacatli	T	África 1964?	1 / 1 / 1 *Oreochromis niloticus niloticus* (Cichlidae)	2011 (23 Tab., Yuc. y Sin.)		0
Haplocleidus dispar	L	Norteamérica 1930?	1 / 1 / 1 *Lepomis macrochirus* (Centrarchidae)	2006 (2 Gto.)		0
Ligictaluridus floridanus	B	Norteamérica 1978?	1 / 1 / 1 *Ictalurus punctatus* (Ictaluridae)	2010 (17 Tamps.)		0
Ligictaluridus mirabilis [HN]	B	Norteamérica 1978?	3 / 1 / 1 *Ictalurus furcatus*, *Ictalurus meridionalis*[HN], *I.* cf. *pricei* (Ictaluridae)	2001 (7 Tab.)	2010 (14 Dgo.)	54
Mazocraeoides olentangiensis	Sa	Norteamérica?	1 / 1 / 1 *Dorosoma cepedianum* (Clupeidae)	1992 (16 N.L.)		0
Microcotyle sp.	B	Norteamérica 1978?	1 / 1 / 1 *Ictalurus furcatus* (Ictaluridae)	2001 (7 Tab.)		0
Onchocleidus principalis	L	Norteamérica 1930?	1 / 1 / 1 *Micropterus salmoides* (Centrarchidae)	2006 (2 Gto.)		0
Onchocleidus spiralis	L	Norteamérica 1930?	1 / 1 / 1 *Lepomis macrochirus* (Centrarchidae)	2010 (14 Dgo.)		0
Pseudomazocraeoides megalocotyle	Sa	Norteamérica?	1 / 1 / 1 *Dorosoma cepedianum* (Clupeidae)	1992 (16 N.L.)		0
Scutogyrus longicornis	T	África 1964?	2 / 2 / 1 *Oreochromis aureus*, *O. niloticus niloticus* (Cichlidae)	2001 (7 Tab.)	2005 (2 Tab.)	16
Tetraonchus sp.	T	África 1964?	2 / 1 / 1 *Oreochromis mossambicus*, *O.* (= *Sarotherodon*) *urolepis hornorum* (Cichlidae)	1982 (7 Mor.)	1987 (7 Mor.)	10
DIGÉNEOS						
Centrocestus formosanus [L, *]	CT	África? Asia? 1965?	70 / 35 / 12 *Agonostomus monticola* (Mugilidae); *Algansea tincella* (Cyprinidae); *Amatitlania nigrofasciata* (Cichlidae); *Astyanax aeneus*, *A. fasciatus*, *A. mexicanus* (Characidae); *Amphilopus robertsoni* (Cichlidae); *Atherinella alvarezi*[HN], *A. ammophila*[HN], *A. crystallina* (Atherinopsidae)[HN]; *Bramocharax caballeroi* (Characidae); *Carassius auratus* (Cyprinidae); *Cichlasoma* sp.[HN], *C.* (*Parapetenia*) sp.[HN], *C. geddesi*[HN], *C. salvini*[HN], *C. urophthalmus* (Cichlidae); *Ctenopharyngodon idella*, *Cyprinus carpio* (Cyprinidae); *Dormitator latifrons*, *D. maculatus* (Eleotridae); *Gambusia echegarayi*,			

Cuadro 1. [*continúa*]

Helminto introducido	*Hospedero introductor*	*Área de origen/ año de introducción*	*Hospederos registrados en México: especies/géneros/familias; especie (familia)*	*Primer reporte en México: año (ref., estado)*	*Otros reportes: año (ref., estado)*	*Puntuación "invasivo"*
			G. yucatana (Poeciliidae); *Gobiomorus dormitor*, *G. maculatus*, *G. polylepis* (Eleotridae); *Gobionellus microdon* (Gobiidae); *Goodea atripinnis* (Goodeidae)[HN]; *Herichthys cyanoguttatus* (Cichlidae); *Heterandria bimaculata*, *Heterandria* sp. (Poeciliidae); *Hypophthalmichthys molitrix* (Cyprinidae); *Ictalurus punctatus* (Ictaluridae); *Ilyodon furcidens*[HN], *I. whitei* (Goodeidae)[HN], *Lepomis macrochirus* (Centrarchidae); *Megalobrama amblycephala*, *Mylopharyngodon piceus* (Cyprinidae); *Oreochromis aureus*, *O. mossambicus*, *O. urolepis hornorum*, *Parachromis friedrichsthalii*, *P. managuensis*, *P. motaguensis* (Cichlidae); *Poecilia butleri*, *P. mexicana*[HN], *P. petenensis*[HN], *P. reticulata*, *P. sphenops*, *Poecilia* sp., *Poeciliopsis baenschi*, *P. fasciata*, *P. gracilis*, *P. infans*, *P. pleurospilus*, *Poeciliopsis* sp., *Priapella compressa* (Poeciliidae); *Rhamdia guatemalensis*[HN], *R. laticauda* (Heptapteridae); *Sicydium multipunctatum* (Gobiidae); *Thorichthys helleri*, *T. pasionis*, *Vieja fenestrata*[HN], *V. synspila* (Cichlidae)[HN]; *Xenotoca variata* (Cyprinidae)[HN]; *Xiphophorus hellerii*, *X. variatus*, *Xiphophorus* sp. (Poeciliidae); *Yuriria alta* (Cyprinidae)[HN]	1987 (24, Hgo.)	2009 (35 Mor.); 2010 (38 Tamps.) Reportado además en Nay., Ver., Tab., Oax., Mor., Hgo., Gto., Jal. y Chis.	13 818 000
Crepidostomum cornutum	L	Norteamérica 1930?	2/ 2/ 2 *Micropterus salmoides*(Centrarchidae); *Oncorhynchus mykiss* (Salmonidae)	1987 (25 Mich.)	2000 (36 Mich.)	184
Haplorchis pumilio [L, HN]	CT	Norteamérica 1930?	7 / 6 / 3 *Cichlasoma salvini* (Cichlidae)[HN]; *Dormitator latifrons*, *D. maculatus* (Eleotridae); *Parachromis motaguensis*, *Petenia splendida* (Cichlidae)[HN]; *Poecilia mexicana* (Poeciliidae)[HN]; *Thorichthys helleri* (Cichlidae)[HN]	2001 (26 Tab.)		105

Cuadro 1. [*continúa*]

Helminto introducido	*Hospedero introductor*	*Área de origen/ año de introducción*	*Hospederos registrados en México: especies/géneros/familias; especie (familia)*	*Primer reporte en México: año (ref., estado)*	*Otros reportes: año (ref., estado)*	*Puntuación "invasivo"*
CÉSTODOS						
Bothriocephalus acheilognathi [HN,*]	C	Asia 1965	77 / 45 / 10 *Abramis brama*, *Algansea lacustris*, *A. tincella* (Cyprinidae); *Alloophorus robustus*[HN], *Allotoca diazi*[HN], *A. zacapuensis* (Goodeidae)[HN]; *Amatitlania nigrofasciata* (Cichlidae); *Astyanax fasciatus*, *A. mexicanus* (Characidae); *Atherinella balsana*, *A. crystallina* (Atherinopsidae); *Aztecula sallaei* (Cyprinidae); *Brycon guatemalensis* (Characidae); *Campostoma ornatum*, *Carassius auratus*, *C. carassius* (Cyprinidae); *Catostomus nebuliferus* (Catostomidae); *Characodon audax*[HN], *C. lateralis* (Goodeidae)[HN]; *Chirostoma arge*[HN], *C. attenuatum*[HN], *C. estor*[HN], *C. grandocule*[HN], *C. humboldtianum*[HN], *C. jordani*[HN], *C. labarcae*[HN], *C. lucius*[HN], *C. mezquital*[HN], *C. riojai*[HN], *Chirostoma* sp. (Atherinopsidae)[HN]; *Cichlasoma istlanum*, *C. grammodes*, *C. urophthalmus* (Cichlidae); *Ctenopharyngodon idella*, *Cyprinella garmani* (Cyprinidae); *C. ornata*, *Cyprinodon meeki*, *C. nazas* (Cyprinodontidae); *Cyprinus carpio*, *Gambusia senilis* (Cyprinidae); *G. vittata*, *G. yucatana* (Poeciliidae); *Gila conspersa* (Cyprinidae); *Girardinichthys multiradiatus*[HN], *Goodea atripinnis* (Goodeidae)[HN]; *Herichthys cyanoguttatus*, *H. labridens* (Cichlidae); *Heterandria bimaculata* (Poeciliidae); *Ilyodon cortesae* (Goodeidae)[HN]; *Lepomis macrochirus* (Centrarchidae); *Megalobrama amblycephala* (Cyprinidae); *Micropterus salmoides* (Centrarchidae); *Notropis boucardi* (Cyprinidae); *N. chihuahua*[HN], *N. nazas*[HN]; *Oreochromis mossambicus*, *O. niloticus*,			

Cuadro 1. [*concuye*]

Helminto introducido	*Hospedero introductor*	*Área de origen/ año de introducción*	*Hospederos registrados en México: especies/géneros/familias; especie (familia)*	*Primer reporte en México: año (ref., estado)*	*Otros reportes: año (ref., estado)*	*Puntuación "invasivo"*
			Petenia splendida (Cichlidae); *Pimephales promelas* (Cyprinidae); *Poecilia butleri*, *P. mexicana*HN, *P. reticulata*, *P. sphenops*, *Poeciliopsis baenschi*, *P. gracilis*, *P. infans*, *Poeciliopsis* sp. (Poeciliidae); *Skiffia bilineata*HN, *S. lermae* (Goodeidae)HN; *Strongylura hubbsi* (Belonidae); *Tampichthys ipni* (Cyprinidae); *Thorichthys meeki* (Cichlidae); *Xenotoca variata* (Goodeidae)HN; *Xiphophorus helleri* (Poeciliidae); *X. variatus*, *Yuriria alta* (Cyprinidae)HN; *Zoogoneticus quitzeoensis* (Goodeidae)HN	1981 (27 Hgo.) Reportado en todos los estados de México, excepto Baja California		50 485 050
Proteocephalus ambloplitis L, HN	L	Norteamérica 1930?	6 / 6 / 4 *Chirostoma jordani* (Atherinopsidae)HN; *Goodea atripinnis* (Goodeidae)HN; *Lepomis macrochirus*, *Micropterus salmoides* (Centrarchidae); *Xenotoca variata* (Goodeidae)HN; *Yuriria alta* (Cyprinidae)HN	2006 (2 Gto.)		144
NEMÁTODOS						
Camallanus cotti HN		Asia?	3/ 2 /2 *Chirostoma attenuatum* (Atherinopsidae)HN; *Poecilia reticulata* (Poeciliidae); *P. sphenops*	2009 (12 Mor.)		12
Pseudocapillaria tomentosa HN	C	Asia?	8 / 7 / 3 *Alloophorus robustus* (Goodeidae)HN; *Aztecula sallaei*HN, *Cyprinus carpio* (Cyprinidae); *Chirostoma attenuatum*HN, *C. estor* (Atherinopsidae)HN; *Goodea atripinnis*HN, *Skiffia lermae*HN, *Xenotoca variata* (Goodeidae)HN	1986 (28 Mich. y Gto.)		168

ABREVIATURAS: L = forma larvaria; HN = parásito reportado en hospederos nativos (indica que se trata de un hospedero nativo); * = especie de parásito establecida en México; hospedero introductor = hospedero con el cual probablemente fue introducido el parásito a México: **L** = lobinas o mojarras, peces centrárquidos neárticos, principalmente lobina negra, *Micropterus salmoides*, pero también mojarras *Lepomis* spp.; **CT** = caracol trompetero, el thiárido *Melanoides tuberculata*; **T** = tilapias, peces cíclidos africanos, particularmente tilapia del Nilo, *Oreochromis niloticus*, tilapia azul, *O. aureus*, y tilapia mozambiqueña, *O. mossambicus*; **B** = bagres o peces gato americano, peces ictalúridos neárticos, principalmente bagre de canal, *Ictalurus punctatus*; **C** = carpas, peces ciprínidos, principalmente carpa espejo, *Cyprinus carpio*, carpa dorada, *Carassius auratus*, y carpa herbívora, *Ctenopharyngodon idella*; **S** = peces salmónidos, principalmente trucha arcoíris, *Oncorhynchus mykiss*, pero también otras especies del género, y trucha de arroyo, *Salvelinus fontinalis*; **P** = peces pecílidos neotropicales, principalmente gupi, *Poecilia reticulata*; **Sa** = sardina molleja o cuchilla, el clupeido neártico, *Dorosoma cepedianum*. La puntuación del estado de invasividad de cada helminto se calculó multiplicando [tiempo de residencia del parásito en años] × [núm. de estados donde ha sido reportado] × [núm. de especies de hospederos en que se ha reportado] × [núm. de géneros de hospederos en que se ha reportado] × [núm. de familias de hospederos en que se ha reportado].

NOTA: nombres válidos de los hospederos revisados en FishBase, julio de 2012.

REFERENCIAS [autor(es) y año de detección/reporte]:

1. Aguilar-Aguilar *et al.*, 2004; **2.** Salgado-Maldonado, 2006; **3.** Pérez-Ponce de León *et al.*, 1996; **4.** Pérez-Ponce de León *et al.*, 2000; **5.** Jiménez-García *et al.*, 2001 ; **6.** Vidal-Martínez *et al.*, 2001; **7.** Flores-Crespo y Flores-Crespo, 2003; **8.** Aguirre-Fey, 2009; **9.** Ek-Huchim *et al.*, 2012; **10.** Sánchez-Ramírez *et al.*, 2007; **11.** Díaz-Pardo *et al.*, 2009; **12.** Caspeta Mandujano *et al.*, 2009; **13.** Benítez-Villa, 2010; **14.** Pérez-Ponce de León *et al.*, 2010; **15.** Galaviz-Silva *et al.*, 1990; **16.** De Witt-Sepúlveda, 1992; **17.** Rábago Castro, 2010; **18.** Rubio-Godoy *et al.*, 2010; **19.** García-Vásquez *et al.*, 2007; **20.** García-Vásquez *et al.*, 2010; **21.** Rubio-Godoy *et al.*, 2012a; **22.** Rubio-Godoy *et al.*, 2012b; **23.** García-Vásquez *et al.*, 2011; **24.** López-Jiménez, 1987; **25.** Salgado-Maldonado y Osorio-Sarabia, 1987; **26.** Scholz *et al.*, 2001; **27.** López-Jiménez, 1981; **28.** Osorio-Sarabia *et al.*, 1986.

HELMINTOS INVASORES ESTABLECIDOS

Monogéneos

El hecho de que 33 de los 40 helmintos invasores registrados en el país sean monogéneos refleja claramente que tener un ciclo de vida directo, que no involucra más que a un hospedero, es un atributo que favorece la dispersión y persistencia de una especie introducida; estos mismos atributos hacen de los monogéneos un tipo de parásitos comunes y, en ocasiones, problemáticos en la acuicultura. Los monogéneos son gusanos planos, prácticamente todos son parásitos externos (ectoparásitos) de peces, y pocas especies son endoparásitos de peces; algunos infectan anfibios y calamares, y una especie coloniza al hipopótamo (Buchmann y Bresciani, 2006). La mayoría son ovíparos: del huevo surge una larva ciliada (oncomiracidio) que nada e infecta al único hospedero de su ciclo de vida, que suele ser corto. Pocos monogéneos son vivíparos; entre ellos, destacan los pertenecientes al género *Gyrodactylus*, que pueden presentar en un único individuo hasta tres generaciones: como muñeca rusa, un gusano puede contener en su interior a su hija y ésta, a su vez, a su nieta (Bakke *et al.*, 2007).

Cichlidogyrus sclerosus
Este parásito branquial obtuvo el más alto puntaje de invasividad de los monogéneos introducidos en México (43 740). A lo largo de 27 años, se ha reportado en nueve especies de peces, pertenecientes a seis géneros y dos familias, recolectados en 15 estados de la República. Sobre todo, se ha encontrado asociado a las distintas especies de tilapias introducidas, pero también en tres especies de cíclidos nativos y en una especie de godeido.

Efecto sobre los hospederos / impacto sobre la biota nativa. Se ha reportado que *C. sclerosus* causa daño severo en las branquias de los peces infectados, y que puede ocasionar mortalidad masiva de tilapias (Woo *et al.*, 2002). En un estudio de la fauna parasitaria de la tilapia nilótica, *O. n. niloticus*, la tilapia mozambiqueña, *O. mossambicus*, y el pargo UNAM (híbrido de *O. n. niloticus* × *O. mossambicus* × *O. aureus* × *O. urolepis hornorum*) cultivados en Veracruz, se encontró que *C. sclerosus* es el parásito branquial más común (Aguirre-Fey, 2009). Claramente, las variedades rojas de peces, como la tilapia nilótica rosa y el pargo UNAM, son menos resistentes que las variedades oscuras a la infección con *C. sclerosus*, pues expuestos a la misma presión de infección adquieren cargas parasitarias más elevadas; aunque no son menos tolerantes, pues no demostraron mayor o ningún daño atribuible a la infección: a pesar de haber registrado abundancias promedio (± EE) de hasta 371 ± 87 gusanos/hospedero (g/h), con intensidades de hasta 898 g/h, no se encontró ninguna asociación significativa entre la carga parasitaria y el factor de condición corporal de los peces. Sin embargo, sí se detectaron correlaciones negativas significativas entre la intensidad de infección y el hematocrito de los peces (Benítez-Villa, 2010).

Notas: con 85 especies nominales, *Cichlidogyrus* es el género más diverso de parásitos de los cíclidos originarios de África occidental, que infectan a más de 40 especies de peces de 11 géneros. Actualmente, *C. sclerosus* tiene una distribución global, pues fue traslocado con la tilapia para fines de acuicultura (Le Roux y Avenant-Oldewage, 2010).

Dactylogyrus extensus
Este parásito branquial obtuvo el segundo puntaje de invasividad más alto entre los monogéneos introducidos en México (13 120), habiéndose registrado a partir de 1969 de cuatro familias de peces recolectados en cinco estados. Se ha reportado en carpas y bagres introducidos, y también en peces nativos de dos familias distintas (pecílidos y godeidos).

Efecto sobre los hospederos / impacto sobre la biota nativa. Desde el decenio de 1930, se ha documentado que varias especies de *Dactylogyrus* infectan a la carpa común, *C. c. carpio*, y a varias otras especies de ciprínidos, como la carpa herbívora, *C. idella*, la carpa cabezona, *Hypophthalmichthys nobilis*, la carpa plateada, *H. molitrix*, y la tenca *Tinca tinca* (Buchmann y Bresciani, 2006). También se ha reportado que estos parásitos dañan el epitelio branquial de sus hospederos, dificultando o impidiendo la respiración (Buchmann *et al.*, 2004).

Notas: hay más de 900 especies nominales de *Dactylogyrus*, la mayoría de las cuales son parásitos de peces ciprínidos (Simková y Morand, 2008). *Dactylogyrus extensus* es un parásito de origen asiático, hoy día con distribución global, cuya introducción a Europa central se ha documentado con particular detalle en Hungría (Molnar, 2012). Hasta mediados del siglo XIX, cuando

se inició la introducción masiva de peces asiáticos, la carpa común europea, *C. carpio carpio*, sólo hospedaba tres especies de *Dactylogyrus*: *D. anchoratus*, *D. minutus* y *D. vastator*. La fauna parasitaria de la subespecie asiática de la carpa, *C. carpio haematopterus*, incluía 10 especies de *Dactylogyrus*; la primera de éstas en detectarse en la parte europea de la antigua Unión Soviética fue *D. extensus*. En 1960, sólo en Hungría se habían reportado estas cuatro especies citadas de *Dactylogyrus*; tras varias introducciones de carpas asiáticas, actualmente se han reportado nueve especies del mismo género. En Norteamérica se ha reportado la presencia de *D. extensus* en innumerables ocasiones y localidades: desde 1947 en Canadá, recolectada de la lobina *Micropterus dolomieui*, y desde 1953 en Estados Unidos, recolectada de *C. carpio carpio* (Hoffman, 1967).

Gyrodactylus cichlidarum
Este parásito de la superficie de los peces obtuvo un puntaje de invasividad de 480. Para calcular este puntaje se combinaron los datos registrados de *G. niloticus*, pues se trata de un sinónimo junior de *G. cichlidarum* (García-Vásquez *et al.*, 2007), de *G. cichlidarum* propiamente y de *Gyrodactylus* sp., recolectados de tilapias del género *Oreochromis*, pues *G. cichlidarum* fue la especie de girodactílido más común en un muestreo mundial de 26 poblaciones de tilapias (*O. n. niloticus* y *O. mossambicus*) cultivadas y silvestres de 13 países (García-Vásquez *et al.*, 2010). En conjunto, se puede decir que el primer reporte de este parásito data de principios de los noventa y que tiene una distribución prácticamente nacional: desde el sureste y la península de Yucatán al centro y noroeste del país. Probablemente fue introducido con los primeros embarques de tilapias y se encuentra en todas las poblaciones cultivadas y ferales del país.

Efecto sobre los hospederos / impacto sobre la biota nativa. Hay registros en todo el mundo de mortalidad de alevines de *O. n. niloticus* asociada a la infección por *G. cichlidarum* (García-Vásquez *et al.*, 2010). Los *Gyrodactylus* dañan a los peces de dos maneras (Buchmann y Bresciani, 2006; Rubio-Godoy, 2007): por un lado, perforan la piel mediante su órgano de sujeción (haptor), que tiene dos ganchos centrales grandes y 16 ganchos marginales de menor talla. Por otro, al alimentarse de moco y células epiteliales, disminuyen las defensas inmunitarias de los hospederos, haciéndolos susceptibles a infecciones oportunistas. En general, se considera que los *Gyrodactylus* debilitan a los hospederos y que son los patógenos oportunistas quienes los matan, pero se ha documentado que en infestaciones severas el daño epitelial produce además desbalances osmóticos y patologías renales (Rubio-Godoy, 2007).

Notas: se han descrito más de 400 especies de *Gyrodactylus* de peces de agua dulce y marina (Harris *et al.*, 2004). El alto puntaje de invasividad de *Gyrodactylus* sp. recolectados de peces introducidos en México indica que hay una gran diversidad de especies parasitarias por registrar o describir, aparte de las especies de girodactílidos de los peces nativos. A la fecha, se han reportado 12 especies de *Gyrodactylus* en peces mexicanos (Rubio-Godoy *et al.*, 2012), más innumerables especies no descritas pero reportadas como *Gyrodactylus* sp. (Salgado-Maldonado, 2006). Aunque *G. cichlidarum* es la especie más abundante, es probable que existan otras especies de girodactílidos en las tilapias, aunque no se hayan detectado por la complejidad de la identificación taxonómica de *Gyrodactylus* o porque se trata de especies crípticas, morfológicamente muy semejantes a *G. cichlidarum* pero sólo discernibles mediante análisis moleculares; ambas cosas han sucedido: recientemente se describieron *G. ulinganisus*, una especie recolectada de *O. mossambicus* que es morfológicamente muy similar a *G. cichlidarum*, pero diferente genéticamente, y *G. yacatli*, especie recolectada de *O. n. niloticus* cultivadas en México, morfológicamente semejante a otro girodactílido de peces cíclidos, *G. shariffi* (García-Vásquez *et al.*, 2011).

Gyrodactylus salmonis es la primera especie de girodactílido formalmente descrita en la trucha arcoíris en México (Rubio-Godoy *et al.*, 2012). En las piscifactorías de Canadá y Estados Unidos, la trucha arcoíris, *O. mykiss*, frecuentemente está infectada con *G. colemanensis* y *G. salmonis* (Gilmore *et al.*, 2010), y se ha reportado que esta última ocasiona patologías, pues daña la piel y las aletas de sus hospederos (Buchmann *et al.*, 2004). Los especímenes de *G. salmonis* mexicanos se obtuvieron de peces ferales en Veracruz y son morfológica y genéticamente diferentes de los recolectados en Estados Unidos y Canadá; pero la diferencia, si bien consistente, no amerita clasificar a los aislados mexicanos como un morfotipo distinto, menos aún como una nueva especie. De cualquier modo, es interesante pensar que podría ser una variedad que está especiando, en vista de que no hay con-

tacto entre las poblaciones de salmónidos de Estados Unidos-Canadá y Veracruz; que las truchas se introdujeron a México desde finales del siglo XIX, por lo que ha transcurrido mucho tiempo evolutivo para una especie con un tiempo de generación de unas 36 a 48 horas, y que aunque hay truchas nativas en el noroeste de México (Hendrickson *et al.*, 2002), los salmónidos nunca se han distribuido tan al sur como Veracruz, de modo que es poco probable que las truchas arcoíris hayan adquirido los parásitos por cambio de hospedero a partir de una especie nativa. No se puede argumentar que los parásitos recolectados en diversas ocasiones de *O. mykiss* y que fueron reportados como *Gyrodactylus* sp. (Salgado-Maldonado, 2006) sean *G. salmonis*, pues se sabe que este salmónido alberga 15 especies distintas de *Gyrodactylus* (Rubio-Godoy *et al.*, 2012).

Digéneos

Centrocestus formosanus

Se trata de formas larvarias, denominadas metacercarias, de tremátodos. Los adultos se encuentran en aves. Los adultos en el intestino de las aves producen huevos que salen con los excrementos del hospedero y caen a los cuerpos de agua. De los huevos sale una forma larvaria que infecta a un caracol, en este caso *Thiara tuberculata*. Del caracol salen otras formas larvarias que penetran las branquias de los peces, que son los segundos hospederos intermediarios. El ciclo se cierra cuando las aves depredan peces infectados.

No es posible precisar la fecha de introducción de estas larvas a México dado que probablemente ingresaron al país junto con el caracol (también introducido e invasor) *T. tuberculata*. El caracol fue introducido al continente americano (sureste de Estados Unidos, Brasil y las Antillas) para controlar y prevenir la esquistosomiasis (Pointier y McCullough, 1989). La introducción del caracol a México ha sido asociada con la introducción de alimento para las carpas malacófagas o bremas a la granja piscícola de Tezontepec de Aldama, Hidalgo, en 1965 (López-Jiménez, 1987); sin embargo, *T. tuberculata* ya había sido registrado en los alrededores de Veracruz desde el decenio de 1950 (Abbott, 1973). La dispersión posterior de *T. tuberculata* secundaria a los puntos de su introducción al continente americano ha sido muy rápida y eficaz (Contreras-Arquieta y Contreras-Balderas, 2000), por las características biológicas de la especie, que incluyen poblaciones de hembras vivíparas de crecimiento muy rápido, con gran capacidad de resistencia. Siendo conservadores, suponemos la fecha propuesta de introducción, 1965, de forma que a lo largo de 47 años la evidencia de metacercaria de *Centrocestus formosanus* se ha reportado en 10 estados del país y ha invadido al menos 70 especies de 35 géneros y 12 familias de peces dulceacuícolas mexicanos; estos datos resultan en un puntaje de invasividad de 13818000. La carencia de especificidad hospedatoria, que es otra de las características distintivas de la especie, explica que virtualmente cualquier pez resulte infectado, incluyendo cíclidos, ciprínidos, eleótridos y pecílidos, entre las familias que aportan el mayor número de especies al registro de hospederos infectados.

Efecto sobre los hospederos / impacto sobre la biota nativa. La patogenicidad de las metacercarias de *C. formosanus* para los peces segundos hospederos intermediarios incluye erosión del epitelio branquial, hemorragias y producción excesiva de moco, todo lo cual conduce a la ineficiencia en el intercambio gaseoso para el pez hospedero. Los datos disponibles en México (Scholz y Salgado-Maldonado, 2000) documentan infecciones frecuentes con gran cantidad de metacercarias en la mayoría de las poblaciones de peces estudiadas distribuidas ampliamente en el territorio nacional. En efecto, la prevalencia (porcentaje de peces parasitados en una muestra dada) y la intensidad promedio (número promedio de metacercarias por pez parasitado) son generalmente altas. Por ejemplo, en una muestra de 18 *Astyanax fasciatus* de la cuenca del río Balsas se registró una prevalencia de 77%, con intensidad promedio de 100 metacercarias por pez parasitado, y en una muestra de 25 pecílidos *Xiphophorus hellerii* de la cuenca del río Papaloapan se registró 60% de prevalencia, con 100 metacercarias por pez examinado. Scholz y Salgado-Maldonado (2000) han documentado intensidades de infección de miles de metacercarias por pez parasitado.

Notas: no hay estudios de campo sobre el efecto de las metacercarias de *C. formosanus* en las poblaciones naturales de peces de México, pero es muy probable que dada la patogenicidad descrita y la intensidad de las infecciones documentadas, esta especie de helminto esté afectando negativamente, y con un impacto muy fuerte, a distintas poblaciones de peces silvestres en México.

Céstodos

Bothriocephalus acheilognathi
El céstodo asiático se caracteriza por su escólex en forma de punta de flecha con dos incisiones laterales profundas (botridios). Habita como adulto el intestino de los peces de agua dulce de forma que éstos son sus hospederos definitivos. Los peces adquieren la infección al consumir copépodos, principalmente ciclópidos, parasitados por larvas de este céstodo. Los copépodos a su vez se parasitan porque de los huevos del céstodo, que han salido junto con los excrementos del pez, eclosiona una larva libre nadadora que los invade. Los copépodos son el primer hospedero intermediario del céstodo.

Ésta es la especie invasora de helminto parásito de peces dulceacuícolas más ampliamente distribuida en el mundo, originaria de Asia, en particular del río Amur (entre Mongolia y China), y actualmente se encuentra en todos los continentes, excepto la Antártida, y en numerosas islas, incluyendo Nueva Zelanda y el archipiélago de Hawái. Originalmente parásito de carpas (Cyprinidae) asiáticas, hoy día su registro de hospederos incluye 235 especies de 37 familias de peces de agua dulce en el mundo (Kuchta y Scholz, 2011). Considerando estos datos, ésta es la especie de helminto parásito más exitosa en el mundo, y es quizá la especie de metazoario parásito más destacable por la rapidez de su expansión y capacidad de establecimiento en nuevas regiones. La gran mayoría de los hospederos de esta especie en las nuevas áreas en las que se registra como invasora corresponde a ciprínidos.

Fue introducido a México en 1965 junto con la carpa herbívora *Ctenopharyngodon idellus* (López-Jiménez, 1981), y en los 47 años transcurridos el céstodo asiático ha invadido al menos 50 especies de 28 géneros y siete familias de peces dulceacuícolas mexicanos; el puntaje de invasividad que calculamos (50 485 050) da plena cuenta de su éxito como especie invasora. Se distribuye actualmente en México desde los cenotes de la península de Yucatán y la cuenca del río Usumacinta, en el seno de la selva Lacandona en Chiapas, hasta la cuenca del río Bravo; se le ha registrado virtualmente en todas las cuencas hidrológicas estudiadas en el país, tanto hacia la vertiente del Pacífico como hacia la del golfo de México y el Caribe, y en las cuencas endorréicas del desierto chihuahuense. Es particularmente abundante en los cuerpos de agua naturales y artificiales (bordos, canales y presas) del altiplano mexicano. Es indudable que el movimiento indiscriminado de carpas asiáticas en México, asociado a la acuicultura, la denominada ciprinicultura (véanse Juárez-Palacios y Palomo-Martínez, 1985, 1987; Arredondo-Figueroa y Lozano-Gracia, 2003), ha constituido la causa principal de la diseminación del céstodo asiático entre los peces dulceacuícolas a lo largo y ancho de México.

Efecto sobre los hospederos / impacto sobre la biota nativa. Se ha documentado ampliamente que el céstodo asiático es causante de mortandad en carpas cultivadas y ferales en todo el mundo. Incluso en México se tiene memoria de distintos eventos de mortandad de carpas asociados con la presencia de este parásito en la granja piscícola de Tezontepec de Aldama, Hidalgo, a lo largo de los años ochenta. La patología del céstodo en el intestino de los peces incluye una variedad de efectos negativos, entre los que se cuenta el bloqueo intestinal, la descamación y erosión del epitelio intestinal, y la perforación del intestino (Salgado-Maldonado y Pineda-López, 2003).

Carecemos de datos sobre la mortalidad en poblaciones silvestres de peces por esta infección; sin embargo, considerando las altas prevalencias e intensidades de las infecciones registradas, es posible potenciar el impacto de *B. acheilognathi* sobre las poblaciones silvestres de peces dulceacuícolas mexicanos, en particular sobre las poblaciones de peces nativos, endémicos o que se encuentran en ambientes tan especiales como los cenotes de la península de Yucatán. En efecto, los aterinópsidos y godeidos endémicos en cuerpos de agua del altiplano mexicano presentan infecciones muy altas por este céstodo; por ejemplo, 70% de una muestra de 38 *Chirostoma jordani* examinados resultó infectado con cuatro o cinco céstodos por pez parasitado, en promedio; de la misma forma, en una muestra de 18 *Hybopsis boucardi* se registró una prevalencia de 80%, con intensidad promedio de siete céstodos por pez parasitado.

CONCLUSIONES

Hay varios ejemplos de los severos efectos negativos que pueden tener, tanto sobre hospederos silvestres como cultivados, las especies de parásitos introducidas con peces traslocados para fines acuícolas (Taraschewski, 2006). Por citar un par, aparte de *M. cerebralis* y *G. sa-*

laris ya mencionados, la introducción del monogéneo *Nitzschia sturionis* con el esturión estrellado, *Acipenser stellatus*, del mar Caspio resultó en la casi extinción del esturión de barba de flecos, *A. nudiventris*, en el mar de Aral (Buchmann y Bresciani, 2006); y el crustáceo conocido como piojo de mar, *Lepeophtheirus salmonis*, introducido en la costa pacífica de Canadá, no sólo ha ocasionado grandes pérdidas en la maricultura de salmón, sino que ha puesto en peligro de extinción algunas poblaciones silvestres de los mismos hospederos (Costello, 2009). Evidentemente, para poder prever y después prevenir problemas relacionados con la introducción de parásitos y patógenos en los ecosistemas de agua dulce del país es importante conocer las especies de parásitos invasores con potencial o real impacto negativo sobre especies de peces de interés comercial, o sobre la fauna nativa. Esperamos que este listado, que representa la documentación más completa y actualizada de los helmintos introducidos que son parásitos de los peces de agua dulce de México, así como la evaluación gruesa de las especies de helmintos establecidas en el país y que representan un mayor riesgo o han demostrado efectos adversos, sirvan como un primer paso para identificar y planear los métodos más adecuados de control.

Uno de los aspectos más importantes que se derivan de los datos que presentamos en este trabajo es que la presencia de especies invasoras de helmintos en los peces dulceacuícolas mexicanos se explica por la acción antropogénica de introducir peces para acuicultura, pesquerías o acuarismo. Las especies invasoras se han introducido primordialmente por la importación, producción y distribución de carpas asiáticas, tilapias africanas y bagres y truchas norteamericanos. Estos peces han sido "sembrados" y traslocados a cuerpos de agua naturales y artificiales del país, de forma que la distribución geográfica actual de las especies de helmintos invasores se puede explicar por estos movimientos de peces. En particular, los parásitos de las carpas asiáticas han sido amplia y repetidamente distribuidos en aguas del altiplano mexicano, especialmente en la cuenca del río Lerma, porque las carpas se reintroducen constantemente para su aprovechamiento local en pequeña escala (Juárez-Palacios y Palomo-Martínez, 1985, 1987). Sembrar carpas juveniles y alevines infectados con *B. acheilognathi* en lagos, ríos, presas y estanques estacionales o "bordos" ha permitido que esta especie de parásito infecte numerosas especies nativas de peces que habitan en simpatría en estos cuerpos de agua. El ciclo de vida del céstodo se ve ampliamente favorecido por las técnicas de producción de carpas (cosecha en grandes estanques rústicos enriquecidos para favorecer la producción de alimento vivo de las pequeñas carpas, precisamente, copépodos infectados con larvas del céstodo; el huevo del céstodo es muy resistente y persiste en el fondo de los estanques hasta su eclosión en un medio favorable).

Respecto de los parásitos en sí mismos, destacan dos características biológicas que explican su amplia presencia como invasores entre los peces dulceacuícolas mexicanos: 1] el ciclo de vida directo, sin hospederos intermediarios, de los monogéneos, que justifica la riqueza de especies introducidas de parásitos establecidos en el país; 2] la virtual ausencia de especificidad hospedatoria de *Centrocestus formosanus* y de *Bothriocephalus acheilognathi*, que justifica la amplitud del registro de hospederos de ambas especies.

Lo que este trabajo deja claro es que la introducción de peces en México ha permitido la introducción de 40 especies de helmintos parásitos, al menos cinco de las cuales se han establecido y dos afectan a las poblaciones nativas de peces.

Agradecimientos

Agradecemos la ayuda de Ismael Guzmán Valdivieso (Inecol), para recopilar la información bibliográfica de los monogéneos. A Isabel Jiménez García, Leopoldina Aguirre Macedo, Víctor Manuel Vidal Martínez, Raúl Pineda López, Juan Manuel Caspeta Mandujano, Frank Moravec y Tomas Scholz, por aportar tantos datos importantes para el conocimiento de la fauna helmintológica de México.

REFERENCIAS

Abbott, R.T. 1973. Spread of *Melanoides tuberculata*. *Nautilus* 87(1):29.

Aguilar-Aguilar, R., G. Salgado-Maldonado, R.G. Moreno-Navarrete y G. Cabañas-Carranza. 2004. Helmintos parásitos de peces dulceacuícolas, en: I. Luna, J.J. Morrone y D. Espinosa (eds.), *Biodiversidad de la Sierra Madre Oriental*. Universidad Nacional Autónoma de México, México, pp. 261-269.

Aguirre-Fey, D. 2009. Parásitos branquiales de cuatro grupos genéticos de tilapia, cultivados en la zona centro-norte del estado de Veracruz. Tesis de maestría, Posgrado en Ecología, Instituto de Ecología, A.C., Xalapa.

Arredondo-Figueroa, J.L. 1983. Especies animales acuáticas de importancia nutricional introducidas en México. *Biotica* 8:175-199.

Arredondo-Figueroa, J.L., y S.D. Lozano-Gracia. 2003. *La acuicultura en México*. Universidad Autónoma Metropolitana, México.

Bakke, T.A., J. Cable y P.D. Harris. 2007. The biology of gyrodactylid monogeneans: The "Russian-doll killers". *Adv. Parasitol.* 64:161-376.

Benítez-Villa, G.E. 2010. Tratamientos experimentales para controlar la infección por *Cichlidogyrus sclerosus* (Platyhelminthes: Monogenea) en la tilapia (*Oreochromis* sp.). Tesis de licenciatura, Facultad de Biología, Universidad Veracruzana, Xalapa.

Buchmann, K., y J. Bresciani. 2006. Monogenea (*Phylum* Platyhelminthes), en P.T.K. Woo (ed.), *Fish diseases and disorders*, Volume 1: *Protozoan and Metazoan infections*. CAB International, Wallingford, pp. 297-344.

Buchmann, K., T. Lindenstrøm y J. Bresciani. 2004. Interactive associations between fish hosts and monogeneans, en G.F. Wiegertjes y G. Flik, (eds), *Host-parasite interactions*. Garland Science/BIOS Scientific Publishers, Oxford, pp. 161-184.

Caspeta-Mandujano, J.M. 2010. *Nemátodos parásitos de peces de agua dulce de México*. AGT Editor, México.

Caspeta Mandujano, J.M., G. Cabañas Carranza y E.F. Mendoza Franco. 2009. *Helmintos parásitos de peces dulceacuícolas mexicanos. Caso Morelos*. UAEM/AGT Editor, Cuernavaca.

Conabio <*http://www.conabio.gob.mx/invasoras*> (consultada en agosto de 2012).

Contreras-Arquieta, A., y S. Contreras-Balderas. 2000. Description, biology and ecological impact of the screw snail, *Thiara tuberculata* (Müller, 1774) (Gastropoda: Thiaridae) in Mexico, en R. Claudi y J.H. Leach (eds.), *Nonindigenous freshwater organisms*. CRC Boca Ratón, Florida, pp.151-160.

Contreras-Balderas, S., y M.A. Escalante-C. 1984. Distribution and known impacts of exotic fishes in Mexico, en W.R. Courtenay y J.R. Satuffer (eds.), *Distribution, biology, and management of exotic fishes*. John Hopkins University Press. Baltimore, pp. 102-130.

Costello, M.J. 2009. How sea lice from salmon farms may cause wild salmonid declines in Europe and North America and be a threat to fishes elsewhere. *Proc. R. Soc. B*. 276:3385-3394.

de Witt-Sepúlveda, M.G. 1992. Tremátodos monogéneos en peces dulceacuícolas del noreste de México y su relación con algunos factores ecológicos. Tesis de maestría, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León, Monterrey.

Díaz-Pardo, E., R. Pineda-López, R. Pineda López y N. Hernández Camacho. 2009. Las comunidades acuáticas de la zona metropolitana de la ciudad de Querétaro. *Extensión. Nuevos Tiempos*. 14:12-22.

Ek-Huchim, J.P., I. Jiménez-García, J.A. Pérez-Vega y R. Rodríguez-Canul. 2012. Non-lethal detection of DNA from *Cichlidogyrus* spp. (Monogenea, Ancyrocephalinae) in gill mucus of the Nile tilapia *Oreochromis niloticus*. *Dis. Aquat. Org*. 98:155-162.

Flores-Crespo, J., y R. Flores-Crespo. 2003. Monogéneos, parásitos de peces en México: estudio recapitulativo. *Téc. Pecu.* Méx. 41:175-192.

Froese, R., y D. Pauly. <*www.fishbase.org*> (consultada en agosto de 2012).

Galaviz-Silva, L., G. de Witt-Sepúlveda, R. Mercado-Hernández y F. Segovia-Salinas. 1990. New records for monogenic trematodes and other ectoparasites of carp *Cyprinus carpio* and catfish *Ictalurus punctatus* in northeastern Mexico and their relations with some biotic and abiotic factors. *J. Elisha Mitchell Sci. Soc.* 106:64-77.

García-Vásquez, A., H. Hansen, K.W. Christison, J.E. Bron y A.P. Shinn. 2011. Description of three new species of *Gyrodactylus* Nordmann, 1832 (Monogenea) from oreochromids (*Oreochromis*, Cichlidae). *Acta Parasit.* 56:20-33.

García-Vásquez, A., H. Hansen, K.W. Christison, M. Rubio-Godoy, J.E. Bron y A.P. Shinn. 2010. Gyrodactylids (Gyrodactylidae, Monogenea) infecting *Oreochromis niloticus niloticus* (L.) and *O. mossambicus* (Peters) (Cichlidae): A pan-global survey. *Acta Parasitolog.* 55:215-229.

García-Vásquez, A., H. Hansen y A.P. Shinn. 2007. A revised description of *Gyrodactylus cichlidarum* Paperna, 1968 (Gyrodactylidae) from the Nile tilapia, *Oreochromis niloticus niloticus* (Cichlidae), and its synonymy with *G. niloticus* Cone, Arthur et Bondad-Reantaso, 1995. *Folia Parasitol*. 54:129-140.

Gilmore, S.R., C.L. Abbott y D.K. Cone. 2010. The placement of *Gyrodactylus salmonis* (Yin & Sproston) in the molecular phylogeny of studied members of the *Gyrodactylus wageneri*-group parasitizing salmonids. *J. Fish. Dis*. 33:461-467.

Granath Jr., W.O., M.A. Gilbert, E.J. Wyatt-Pescador y E.R. Vincent. 2007. Epizootiology of *Myxobolus cerebralis*, the causative agent of salmonid whirling disease in the Rock Creek drainage of West-Central Montana. *J. Parasitol.* 91:104-119.

Harris, P.D., A.P. Shinn, J. Cable y T.A. Bakke. 2004. Nominal species of the genus *Gyrodactylus* von Nordmann 1832 (Monogenea: Gyrodactylidae), with a list of principal host species. *Syst. Parasitol.* 59:1-27.

Hendrickson, D.A., H. Espinoza Pérez, L.T. Findley, W. Forbes, J.R. Tomelleri, R.L. Mayden, J.L. Nielsen, B. Jensen, G. Ruiz Campos, A. Varela Romero, A. van der Heiden, F. Camarena y F.J. García de León. 2002. Mexican native trouts: A review of their history and current systematic and conservation status. *Rev. Fish. Biol. Fish*. 12:273-316.

Hoffman, G. 1967. *Parasites of North American fishes*. University of California Press, Berkeley.

Jiménez-García, M.I., V.M. Vidal-Martínez y S. López-Jiménez. 2001. Monogeneans in introduced and native cichlids in Mexico: Evidence for transfer. *J. Parasitol*. 87:907-909.

Juárez-Palacios, J.R., y G.G. Palomo-Martínez. 1987. La acuicultura en México: antecedentes y desarrollo alcanzado hasta 1982, en S. Gómez-Aguirre y V. Arenas-Fuentes (eds.), *Contribuciones en hidrobiología*. Universidad Nacional Autónoma de México, pp. 37-89.

Juárez-Palacios, J.R., y G.G. Palomo-Martínez. 1985. *Acuicultura*. Consejo Nacional para la enseñanza de la Biología, México.

le Roux, L.E., y A. Avenant-Oldewage. 2010. Checklist of the fish parasitic genus *Cichlidogyrus* (Monogenea), including its cosmopolitan distribution and host species. *Afr. J. Aquat. Sci*. 35:21-36.

López-Jiménez, S. 1987. Enfermedades más frecuentes de las

carpas cultivadas en México. *Acuavisión Revista Mexicana de Acuacultura*. 2:11-13.

López-Jiménez, S. 1981. Céstodos de peces I. *Bothriocephalus* (*Clestobothrium*) *acheilognathi* (Cestoda: Bothriocephalidae). *Anales Inst. Biol. Univ. Nac. México*. 51:69-84.

Luque, J.L., y R. Poulin. 2007. Metazoan parasite species richness in Neotropical fishes: Hotspots and the geography of biodiversity. *Parasitology* 134:865-878.

Molnar, K. 2012. Fifty years of observations about the changes of *Dactylogyrus* infection of European common carp (*Cyprinus carpio carpio* L.) in Hungary. *Magy Allatorvosok*. 134:111-118.

OIE. <*www.oie.int*> (consultada en agosto de 2012).

Osorio-Sarabia, D., G. Pérez-Ponce de León y G. Salgado-Maldonado. 1986. Helmintos de peces del Lago de Pátzcuaro, Michoacán I: Helmintos de *Chirostoma estor* el "pescado blanco". Taxonomía. *Anales Inst. Biol. Univ. Nac. México*. 57:61-92.

Pérez-Ponce de León, G., L. García-Prieto, V. León-Règagnon y A. Choudhury. 2000. Helminth communities of native and introduced fishes in Lake Pátzcuaro, Michoacán, México. *J. Fish. Biol*. 57:303-325.

Pérez-Ponce de León, G., L. García-Prieto, D. Osorio-Sarabia y V. León-Règagnon. 1996. *Listados faunísticos de México. VI. Helmintos parásitos de peces de aguas continentales de México.* Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F.

Pérez-Ponce de León, G., R. Rosas-Valdez, R. Aguilar-Aguilar, B. Mendoza-Garfias, C. Mendoza-Palmero, L. García-Prieto, A. Rojas-Sánchez, R. Briosio-Aguilar, R. Pérez-Rodríguez y O. Domínguez-Domínguez. 2010. Helminth parasites of freshwater fishes, Nazas River basin, northern Mexico. *Check List*. 6:26-35.

Pointier, J.P., y F. McCullough. 1989. Biological control of the snail hosts of *Schistosoma mansoni* in the Caribbean area using *Thiara* spp. Acta Tropica 46:147-155.

Rábago-Castro, J.L. 2010. Monitoreo y distribución de infecciones bacterianas y parasitarias en el cultivo de bagre *Ictalurus punctatus* en Tamaulipas. Tesis de doctorado, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León, Monterrey.

Rubio-Godoy, M. 2007. Fish host-monogenean parasite interactions, with special reference to Polyopisthocotylea. En: L.I. Terrazas (ed.), *Advances in the Immunobiology of Parasitic Diseases*. Research Signpost, Trivandrum, pp. 91-109.

Rubio-Godoy, M., G. Paladini, A. García-Vásquez y A.P. Shinn. 2010. *Gyrodactylus jarocho sp. nov.* and *Gyrodactylus xalapensis sp. nov.* (Platyhelminthes: Monogenea) from Mexican poeciliids (Teleostei: Cyprinodontiformes), with comments on the known gyrodactylid fauna infecting poeciliid fish. *Zootaxa*. 2509:1-29.

Rubio-Godoy, M., G. Muñoz-Córdova, M. Garduño-Lugo, M. Salazar-Ulloa y G. Mercado-Vidal. 2012. Microhabitat use, not temperature, regulates intensity of *Gyrodactylus cichlidarum* long-term infection in tilapia –are parasites avoiding competition or immunity? *Vet. Parasitol*. 183:305-316.

Rubio-Godoy, M., G. Paladini, M.A. Freeman, A. García-Vásquez y A.P. Shinn. 2012. Morphological and molecular characterisation of *Gyrodactylus salmonis* (Platyhelminthes, Monogenea) isolates collected in Mexico from rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss* Walbaum). *Vet. Parasitol*. 186:289-300.

Salgado-Maldonado, G. 2006. Checklist of helminth parasites of freshwater fishes from Mexico. *Zootaxa*. 1324:1-357.

Salgado-Maldonado, G., y R.F. Pineda-López. 2003. The Asian fish tapeworm *Bothriocephalus acheilognathi*: A potential threat to native freshwater fish species in México. *Biol. Inv*. 5:261-268.

Salgado-Maldonado, G., y D. Osorio-Sarabia. 1987. Helmintos de algunos peces del lago de Pátzcuaro. *Cienc. Desarrollo* 74:41-57.

Sánchez-Blanco, J., C. Sánchez-Blanco, M. Sousa y F.J. Espinosa-García. 2012. Assessing introduced Leguminosae in Mexico to identify potentially high-impact invasive species. *Acta Bot. Mex*. 100:41-77.

Sánchez-Ramírez, C., V.M. Vidal-Martínez, M.L. Aguirre-Macedo, R.P. Rodríguez-Canul, G. Gold-Bouchot y B. Sures. 2007. *Cichlidogyrus sclerosus* (Monogenea: Ancyrocephalinae) and its host, the nile tilapia (*Oreochromis niloticus*), as bioindicators of chemical pollution. *J. Parasitol*. 93:1097-1106.

Scholz, T., y G. Salgado-Maldonado. 2000. The introduction and dispersal of *Centrocestus formosanus* (Nishigori, 1924) (Digenea: Heterophyidae) in Mexico: A review. *Am. Midl. Nat*. 143:185-200.

Scholz, T., M.L. Aguirre-Macedo y G. Salgado-Maldonado. 2001. Trematodes of the family Heterophyidae (Digenea) in Mexico: A review of species and new host and geographical records. *J. Nat. Hist*. 35:1733-1772.

Simková, A., y S. Morand. 2008. Co-evolutionary patterns in congeneric monogeneans: A review of *Dactylogyrus* species and their cyprinid hosts. *J. Fish. Biol*. 73:2210-2227.

Taraschewski, H. 2006. Hosts and parasites as aliens. *J. Helminthol*. 80:99-128.

Vidal-Martínez, V.M., M.L. Aguirre-Macedo, T. Scholz, D. González-Solís y E.F. Mendoza-Franco. 2001. *Atlas of the helminth parasites of cichlid fish of Mexico*. Academia, Praha.

Woo, P.T.K., D.W. Bruno y L.H.S. Lim. 2002. *Diseases and disorders of finfish in Cage Culture*. CAB International, Wollingford.

Sección VI

ESTADO ACTUAL DE LAS INVASIONES DE PLANCTON E INVERTEBRADOS

17 PLANCTON MARINO INTRODUCIDO POR AGUA DE LASTRE

María Esther Meave del Castillo*

* <mem@xanum.uam.mx>

Meave del Castillo, M.E. 2014. Plancton marino introducido por agua de lastre, en R. Mendoza y P. Koleff (coords.), *Especies acuáticas invasoras en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, pp. 289-308.

RESUMEN

Cientos de especies viajan en las aguas de lastre de buques cargueros y con ellas son descargadas en los puertos de arribo, principalmente organismos holoplánicticos o las fases larvarias de los meropláncticos. Más de 200 especies fitoplánicticas forman florecimientos algales nocivos (FAN) y unas 40 son tóxicas. Varios dinoflagelados producen quistes latentes, que les posibilita transportarse eficientemente por esta vía. Dos especies de dinoflagelados, *Amylax triacantha* y *Dinophysis norvegica*, circunscritas a zonas templadas y frías, se consideran especies no nativas en el Pacífico mexicano. Entre los dinoflagelados formadores de FAN en México, *Cochlodinium polykrikoides*, productor de ictiotoxinas, puede considerarse invasor desde el año 2000. También el dinoflagelado costero *Neoceratium dens*, estenotérmico, circunscrito a la región cálida del Indo-Pacífico, porque está presente en las costas mexicanas desde 2009. De las 45 especies zooplánicticas reconocidas globalmente como invasoras. 19 son holoplánicticas o presentan fases larvarias duraderas. Se han encontrado hasta 231 especies animales en agua de lastre. Para México se menciona la existencia de 223 especies exóticas zooplánicticas, de las cuales seis son reportadas como invasoras; entre ellas destacan los copépodos *Mesocyclops ogunnus* y *Thermocyclops crassus*, procedentes de Eurasia. El tratamiento de agua de lastre más recomendado para disminuir el riesgo de introducción de especies indeseables es el intercambio de agua en alta mar (profundidades mayores de 500 m), por ser el medio oceánico inhóspito para organismos dulceacuícolas, estuarinos y costeros. Para esclarecer el riesgo que enfrentan los ecosistemas costeros de México es necesario conformar bases de datos de las especies exóticas, tanto confirmadas o establecidas como potenciales o por confirmar, incluyendo las criptogénicas, y promover la realización de estudios monográficos de flora y fauna, especialmente en zonas portuarias y litorales contiguos.

ABSTRACT

Hundreds of species travel in the ballast water of cargo ships and are discharged around the arrival ports, mainly holoplanktonic organism or the larval fases of meroplanktonic ones. Over 200 phytoplanktonic species form harmful algal blooms (HAB) and around 40 are toxic. Various dinoflagellates produce dormant cysts, which enables them to efficiently become transported this way. Two dinoflagellates, Amylax triacantha *and* Dinophysis norvegica, *are circumscribed to temperate and cold regions, and therefore are considered non-native species in the Mexican portion of the Pacific Ocean. Among HAB-forming dinoflagellates in Mexico,* Cochlodinium polykrikoides, *an icthiotoxin-producing species, may be considered an invasive since year 2000. Also, the coastal dinoflagellate* Neoceratium dens, *a stenothermic species circumscribed to the warm Indo-Pacific region, because occur along Mexican coasts since 2009; among the 45 zooplanktonic species globally recognized as invasive, 19 are holoplanktonic or present long-lasting larval periods. Up to 231 animal species have been recorded in ballast water. For Mexico the existence of 223 zooplanktonic exotic species has been reported, six of which are known to be invasive. Among these, the copepods* Mesocyclops ogunnus *and* Thermocyclops crassus, *both indigenous of Eurasia, stand out. The most widely recommended treatment for ballast water to reduce the risk of introducing undesirable species is the exchange of water at open sea (depths greater than 500 m), because the ocean environment is inhospitable for fresh-water, estuarine, and many coastal organisms. To assess the risk faced by Mexican coastal ecosystems we need to construct data bases for exotic species, both confirmed or well-established, and potential or to be confirmed, including cryptogenic ones, as well as to encourage conducting monographic studies of flora and fauna, especially in port areas and nearby coast lines.*

INTRODUCCIÓN

El mundo actual, dominado por la globalización, ha llegado a afectar no sólo el ámbito social o cultural, sino también el biológico, con desastrosas consecuencias ambientales. Un ejemplo es el caso de los centenares de especies que viajan en las aguas de lastre de los buques cargueros cuando navegan sin carga, y que, al ser descargadas en los puertos de arribo, pueden ser capaces de invadir un nuevo ambiente. Las introducciones involuntarias de muchos organismos microscópicos dañinos, además de causar daños ecológicos, pueden afectar las actividades pesqueras y acuiculturales, razón por la cual incluso la FAO muestra preocupación al respecto (Núñez-Basáñez y Paíno Monsalve, 2010).

El ambiente oceánico cubre una superficie de 361 millones de km^2, que corresponde a 71% de la superficie del planeta y, debido a su profundidad (promedio de 3 730 m), alcanza un volumen de 1 348 millones de km^3. Dado que el ambiente marino es más antiguo, los organismos oceánicos han tenido más tiempo para evolucionar en comparación con los terrestres; sin embargo, paradójicamente sólo 13.5% (Scheffers *et al.,* 2012) de la biodiversidad animal habita en el ambiente marino, y mientras que en los continentes existen alrededor de 300 000 especies de angiospermas, sólo hay 58 en ambientes marinos. Tal situación paradójica se ha explicado por el enorme potencial de dispersión de los propágulos (huevos y estadios larvarios) de animales marinos, lo cual evita la segregación genética de las poblaciones, con lo que se conceptualiza al océano como un gran bioma sin barreras (Jaume y Duarte, 2006).

No obstante lo anterior, en términos taxonómicos la diversidad marina es más rica y compleja: mientras que 90% de las aproximadamente 12 millones de especies terrestres están contenidas en un solo *phylum* (Arthropoda) con 33 clases, en las cuales se incluyen insectos, arácnidos y ácaros. Las 212 000 especies de animales marinos están distribuidas en 30 *phyla* y 78 clases, siendo ocho los *phyla* más diversos (Arthropoda, Nematoda, Mollusca, Annelida, Bryozoa, Cnidaria y Porifera), y 15 son exclusivamente marinos (John, 1994; Briggs, 1995).

Es importante considerar la información de la biodiversidad marina para el tema de organismos plánticos transportados en las aguas de lastre de buques cargueros, toda vez que es un vector que transloca especies de una región a otra e introduce especies acuáticas no indígenas (EANI) o exóticas en sitios alejados de su origen, por lo que pueden tornarse invasoras, causando problemas biológicos y económicos considerables.

Dentro del ambiente marino, una de las comunidades importantes con forma de vida pelágica es el plancton, definido como todos aquellos organismos que viven suspendidos en el agua independientes del fondo, y que por su débil capacidad de natación no pueden superar los movimientos de las corrientes, permaneciendo a la deriva, de manera que son transportados pasivamente por las corrientes (Ramírez, 2006).

Dentro del plancton se conocen dos grandes y diversas comunidades diferenciadas por su nutrición y su filogenia: el fitoplancton y el zooplancton. El fitoplancton corresponde a microalgas que en su mayoría son autótrofas y las cuales, además de producir su alimento, se consideran productores primarios porque son la fuente de alimentación del resto de la biota animal. Por otra parte, el zooplancton corresponde a los animales heterótrofos, cuyas especies pueden ser holopláncticas, cuando pasan todo su ciclo de vida de manera pelágica, o bien meropláncticas, cuando los organismos pasan sólo sus etapas larvales en el plancton, porque la etapa adulta es bentónica.

El fitoplancton marino está constituido por alrededor de 5 000 especies de microalgas, distribuidas en aproximadamente 19 clases con siete Divisiones (Tett y Barton, 1995; Lee, 1996; Hernández-Becerril, 2003), entre las que destacan por su riqueza y abundancia las diatomeas (Bacillariophyta, con 1 365 a 1 783 especies marinas) y los dinoflagelados (Dinophyta, con 1424 a 1 772 especies), así como varios otros grupos llamados de manera general fitoflagelados: Prymnesiophyta (que incluye a los cocolitofóridos, con 239 a 298 especies), Chrysophycophyta (con 94 a 124), Prasinophyceae (con 95 a 128), Cryptophyceae (con 56 a 73), Euglenophyta (con 35 especies marinas), Raphidophyta (con cuatro a cinco especies), Dictyochophyceae (o silicoflagelados, con tres especies), Eustigmatophyceae (con tres especies) y las algas verde azules o Cyanophyta (con seis a nueve especies marinas).

A pesar de que el fitoplancton desempeña de manera principal el papel de productor primario y por ende soporta prácticamente toda la biomasa animal del medio marino, varias especies de microalgas llegan a ser nocivas para la biota marina, puesto que, como respuesta a diversos factores, entre los que se encuentran el incremento en las concentraciones de nutrientes en las zonas costeras, producen prolifera-

ciones (mareas rojas) que frecuentemente son nocivas o tóxicas y por ello son denominadas actualmente florecimientos algales nocivos (FAN), debido a que pueden llegar a provocar anoxia en la columna de agua, causar daños mecánicos en las branquias de los peces o producir toxinas que envenenan o enferman a otros organismos, incluyendo al hombre (Reguera, 2002).

En el fitoplancton marino existen alrededor de 300 especies nocivas, de las cuales unas 40 (principalmente dinoflagelados) son tóxicas (Hallegraeff, 2004). Varios dinoflagelados tóxicos en su ciclo de vida producen hipnoquistes (o hipnocigotos), que son resultado de la reproducción sexual y que permanecen en dormancia, latentes en los sedimentos hasta que ocurran condiciones que permitan su germinación. Otros grupos que presentan especies tóxicas son: Raphydophyta y Primnesiophyta, así como algunas diatomeas del género *Pseudo-nitzschia.* Entre las especies nocivas se pueden citar diatomeas de los géneros *Thalassiosira, Coscinodiscus* y *Chaetoceros*, algunos silicoflagelados y especies de dinoflagelados de los géneros *Neoceratium* (antes *Ceratium*), *Scripsiella, Protoperidinium, Peridinium* y *Noctiluca.*

Formando parte del zooplancton existen varios grupos holopláncticos, como protozoarios, cnidarios, ctenóforos, crustáceos, moluscos pterópodos y quetognatos. En los protozoarios marinos básicamente hay tres grupos: foraminíferos, radiolarios y ciliados (que contiene a los tintínidos). Los cnidarios corresponden a las medusas, hidrozoarios y corales, pero sólo las medusas son holoplanctónicas; las larvas planctónicas de corales se denominan plánulas. Los crustáceos son el grupo más diverso del holoplancton, pues incluye los copépodos, cladóceros, ostrácodos, anfípodos y eufásidos (también conocidos como krill) y, dentro de los cordados, otro grupo holoplánctico son los sálpidos (Ramírez, 2006).

Los copépodos son el componente mayoritario del zooplancton y alcanzan, en ocasiones, de 70 a 90% de la captura de zooplancton, razón por la cual se consideran el segundo eslabón de la cadena alimentaria. Están clasificados en ocho órdenes: los hay pláncticos, bentónicos, marinos, dulceacuícolas, parásitos y comensales. Se estima que el número total de copépodos puede llegar hasta 12 000 especies, de las cuales aproximadamente 6 500 son pelágicas marinas (Suárez-Morales, 2000; Vives y Shmeleva, 2006). Los copépodos sufren varios cambios morfológicos en su desarrollo, pasando por seis etapas nauplio y cuatro a cinco copepoditos, antes de llegar al copépodo adulto, lo que dificulta la identificación de las especies.

Entre los animales meropláncticos se encuentran los anélidos poliquetos (cuya larva se llama trocósfera), los moluscos (cuya larva se denomina veliger), los equinodermos, que incluyen a los erizos, las estrellas de mar y los holotúridos, y cuyas larvas se denominan pluteus, braquiolaria y auricularia, respectivamente. Los peces también pasan sus primeras etapas de vida en el plancton, conformando lo que se denomina ictioplancton (Ramírez, 2006).

Como sucede con otros grupos, el fitoplancton y el zooplancton han mostrado una gran riqueza específica en México. Los estudios integrales de diversidad de fitoplancton marino señalan entre 2 200 y 2 400 taxones (incluyendo especies, variedades y formas) (Pedroche *et al.*, 2009). Para la región del Pacífico mexicano (PM) se han registrado al menos 875 taxa de diatomeas, que corresponden a 55% del total de diatomeas marinas reconocidas en el mundo, y alrededor de 620 de dinoflagelados (38% de la diversidad mundial), principalmente en la región costera (Pedroche *et al.* 2009). Solamente la pequeña bahía de Acapulco, Guerrero, presenta una alta riqueza, con 642 especies pertenecientes a las divisiones Dinophyta, Bacillariophyta, Heterocontophyta, Cyanophyta, Primnesiophyta, Cryptophyta, Chlorophyta y Euglenophyta (Meave-del Castillo *et al.*, 2012).

Respecto al zooplancton marino, el grupo más estudiado en México ha sido el de los copépodos, de los cuales se han registrado 479 especies planctónicas marinas en las costas mexicanas del Pacífico y del Atlántico, principalmente del orden Calanoida (Suárez-Morales y Gasca, 1998).

DISPERSIÓN DE ORGANISMOS PLÁNCTICOS MARINOS POR AGUA DE LASTRE

Dado que el fitoplancton es transportado por las corrientes marinas, es común que se encuentren conjuntos de fitoplancton semejantes en regiones lejanas de un mismo océano, dando al grupo un grado importante de cosmopolitismo. Sin embargo, las recientes investigaciones del agua de lastre han llevado a sugerir que la cualidad cosmopolita de las especies fitoplanctónicas puede deberse más bien a la translocación de las especies por este vehículo a lo largo de más de un siglo (Hallegraeff y Bolch, 1992), considerando la fecha de inicio alrededor del año 1880, cuando el lastre sólido fue reemplazado por agua (Carlton, 1985), lo

cual ha provocado la introducción de especies acuáticas no nativas (EANI) en diversas regiones.

Los grupos de organismos marinos que pueden ser transportados por esta vía son variados e incluyen a todos los del tipo holoplánctico y las fases larvarias de los merópláncticos: bacterias, microalgas (incluyendo sus quistes), hidromedusas, poliquetos, copépodos, camarones mísidos, moluscos y peces.

Las EANI pueden causar los siguientes problemas al tornarse invasoras:

a] Enfermedades importantes como el cólera y parasitosis que afectan al hombre, animales y plantas, incluyendo organismos de la acuicultura.
b] Impactos ecológicos sobre especies nativas: depredación, hibridación y afectación del hábitat.
c] Contaminación, por ejemplo el bloqueo de tuberías y malos olores.
d] Problemas de salud relacionados con las mareas rojas y el incremento de su frecuencia en el mundo y con el fenómeno del envenenamiento paralítico por consumo de moluscos (EPM) (Anderson, 1989; Smayda, 1990; Hallegraeff, 1993).

Entre las recomendaciones para disminuir el riesgo de traslocación de especies por agua de lastre está la de tener en cada puerto una zona recomendada para esta maniobra, descartando las aguas muy someras o zonas muy contaminadas (dragadas) o con presencia de mareas rojas, además de evitar en la medida de lo posible la descarga de agua de lastre cuando no sea estrictamente necesario. Adicionalmente se han propuesto múltiples tratamientos mecánicos, físicos, químicos (Salles Vianna da Silva *et al.*, 2004) y biológicos para matar o disminuir los organismos contenidos en las aguas y sedimentos de lastre, así como pinturas especiales con biocidas para disminuir la cantidad de organismos que se adhieren a los cascos (Ferreira *et al.,* 2004). El tratamiento de agua de lastre más recomendado es el intercambio de agua de los tanques de lastre en alta mar (con profundidades de suelo marino mayores de 500 m), porque el medio oceánico es inhóspito para los organismos de agua dulce, estuarinos y la mayoría de las especies marinas costeras. Aunque ni éste ni ninguno de los otros tratamientos de agua de lastre es 100% eficaz, el intercambio en altamar, combinado con un sistema de control y revisión, disminuye drásticamente el riesgo de introducción de especies indeseables (Salles Vianna da Silva *et al.*, 2004).

Para ayudar a distinguir si las especies son nativas introducidas (ENI) o criptogénicas se ha sugerido una serie de criterios (Chapman y Carlton, 1991) que se enuncian a continuación: 1] Registros históricos de su introducción. 2] Asociación con mecanismos humanos de introducción. 3] Ausencia de fósiles en los sedimentos de regiones donde la especie se presenta. 4] Insuficientes mecanismos de dispersión natural para originar una distribución global (cosmopolita) de la especie. 5] Aparición en regiones donde no se le había encontrado previamente. 6] Distribución discontinua o incompleta en comparación con especies endémicas de ámbito ecológico similar. 7] Dispersión reciente de una o pocas localidades a una área geográfica amplia. 8] Asociaciones estrechas con otras especies introducidas. 9] Restricción a ambientes nuevos o artificiales. 10] Conespecificidad con poblaciones aisladas geográficamente. 11] Orígenes evolutivos aparentemente no endémicos a partir de miembros de un grupo taxonómico no nativo. 12] Orígenes evolutivos aparentemente no endémicos de adaptaciones ecológicas o ecofisiológicas.

Entre los métodos señalados para reconocer las invasiones se pueden citar los siguientes: a] comparación con colecciones históricas (p. ej., revisión de núcleos de sedimentos datados con Pb-210); b] electroforesis enzimática; c] experimentos de entrecruzamiento de cepas; d] revisión de la viabilidad de los organismos de tanques de agua de lastre (usando cultivos); e] secuencias de ARNr (marcadores moleculares RAPD-PCR); f] estudios de perfil de toxinas y de marcadores bioquímicos como esteroles, y g] técnicas de tinción con fluorescencia para el reconocimiento inmunológico de especies.

Transporte de microalgas

La primera sugerencia respecto del transporte e introducción de especies exóticas por esta vía fue hecha por Ostenfeld (1908) cuando encontró la diatomea *Odontella sinensis*, nativa de la región tropical-subtropical del Indo-Pacífico, formando densos florecimientos en el mar del Norte (Hallegraeff y Bolch, 1992). Más recientemente (Bolch y Harbour, 1977), también en el mar del Norte, reportaron FAN de otra especie de diatomea exótica: *Coscinodiscus wailesii* (Fig. 1a-d), que causaba mortandad de peces por asfixia, debido a la obstrucción de las branquias por intensa producción de moco.

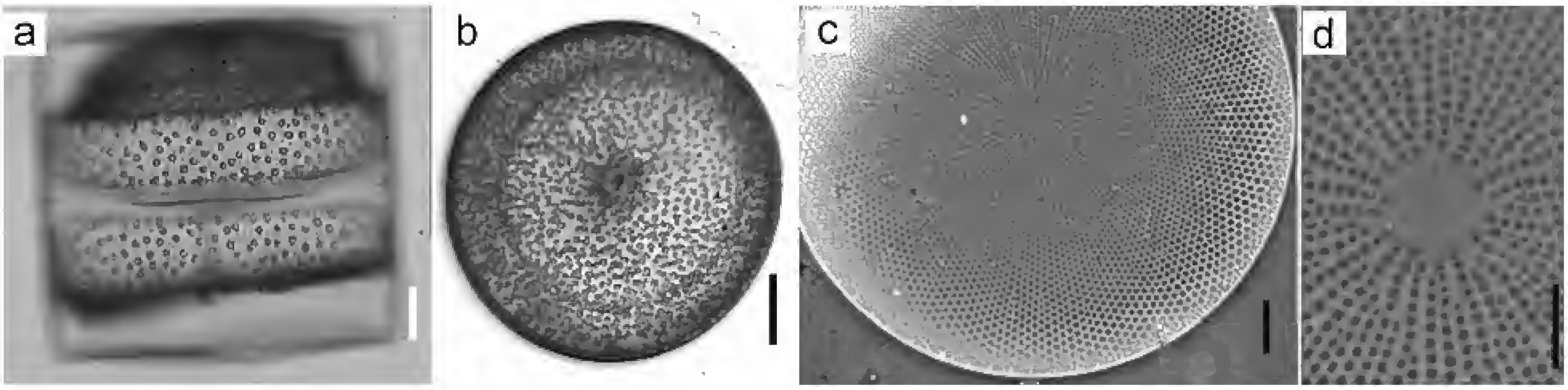


Figura 1. Fotomicrografías de la diatomea plánctica *Coscinodiscus wailesii* (ML). a] Vista conectiva; b] vista valvar; c] detalle de la valva; d] detalle del área central hialina, mostrando hileras de areolas. Escalas: a-b = 50 µm; c = 20 µm; d = 10 µm.

Sin embargo, no fue sino hasta alrededor de los años setenta cuando se inició la inspección directa del agua de lastre en los buques (Williams *et al*., 1988), principalmente por investigadores de Canadá y Australia. A partir de entonces investigadores de varios países han realizado estudios al respecto (Hallegraeff y Bolch, 1992; Carlton y Geller, 1993; Dickman y Zhang 1999; McCarthy y Crowder, 2000; Burkholder *et al*. 2006). Los estudios directos del fitoplancton del agua de lastre han evidenciado que la riqueza es alta, con cifras que varían de 34 a 53 (Dickman y Zhang, 1999) a 342 especies (Burkholder *et al*., 2006), dependiendo del número de tanques de lastre y de buques inspeccionados, pertenecientes a los grupos de diatomeas, dinoflagelados, silicoflagelados, rafidofitas y cianofitas.

Durante un monitoreo realizado en 1997 en barcos de diversos países en el puerto de Morehead, en Carolina del Norte, se reconoció la presencia de más de 450 organismos (predominantemente protistas y microalgas) en el agua y sedimentos de lastre, de los cuales más de 150 prosperaron en cultivos (Walton y Crowder, en Okolodkov y Okolodkov, 2003). En otro monitoreo realizado durante 1998 y 2000 en buques transoceánicos que arribaron a puertos de Holanda se registraron 120 distintos organismos del plancton, incluyendo diatomeas y dinoflagelados autótrofos, y también tres especies de dinoflagelados y un copépodo no nativos (Wetsteyn y Vink, en Okolodkov y Okolodkov, 2003).

Otro aspecto importante que se ha revelado es que las diatomeas son el grupo dominante (corresponde de 88.2 a 94% del total del fitoplancton registrado en los tanques de lastre). Incluso Carlton y Geller (1993), que enfocaron su estudio más bien al zooplancton, encontraron 128 especies de diatomeas (correspondientes a 35% de los 47 grupos registrados y a 94% de las microalgas). Estos resultados pueden ser alentadores porque entre el fitoplancton las diatomeas generalmente son vistas como organismos más bien benéficos, que tienen un importante papel en la productividad primaria marina; no obstante, algunas de las especies del género *Pseudo-nitzschia* son tóxicas, pues producen la toxina llamada ácido domoico que causa el envenenamiento amnésico por consumo de moluscos. En su estudio, Dickman y Zhang (1999) encontraron organismos tóxicos de *Pseudo-nitzschia multiseries* y *P. pseudodelicatissima* (Fig. 2a-c) en densidades de hasta 52 céls.L^{-1} en los tanques de lastre, con agua proveniente del puerto de Manzanillo, México. Hallegraeff y Bolch (1992) señalaron

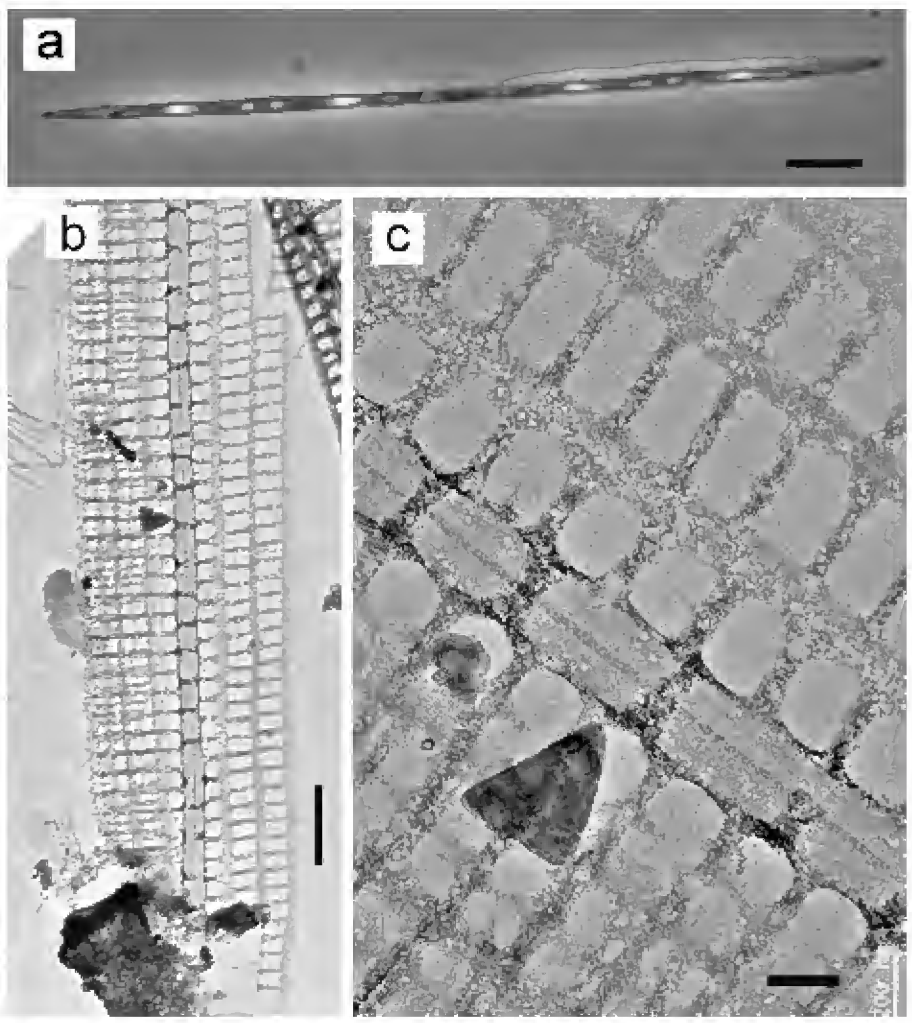


Figura 2. Fotomicrografías de la diatomea plánctica *Pseudo-nitzschia pseudodelicatissima* (ML y MET). a] células formando cadenas escaleriformes; b] detalle de la valva, mostrando el rafe con fíbulas y bandas conectivas del cíngulo; c] detalle de la porción central de la valva, mostrando el pseudonódulo central, fíbulas del rafe y una sola hilera de poros por interestría. Escalas: a = 10 µm; b = 1.0 µm; c = 0.2 µm.

que en los buques que arribaron a Australia encontraron especies de diatomeas exóticas para esa región, como *Thalassiosira anguste- lineata* y *T. pacifica*, además de la especie nociva, *Coscinodiscus wailesii*.

En el estudio de Burkholder *et al.* (2006) se analizaron 63 tanques de agua de lastre (90% con intercambio de agua en el océano abierto y 48% con recambio completo), de 28 barcos que arribaron a nueve puertos de la costa occidental y cuatro de la costa oriental de Estados Unidos, y cuya duración de los viajes varió entre dos y 176 días, encontrando entre las 342 especies de fitoplancton 23 taxa potencialmente nocivos, entre ellos *Katodinium rotundata, Karlodinium veneficum, K. australe, Lingulodinium polyedra* (Fig. 3a-d), *Dinophysis acuminata, D. acuta, Dictyocha speculum*, *Heterosigma akashiwo*, *Neoceratium tripos* (Fig. 4a-b) (antes *Ceratium tripos*); *N. furca* (antes *C. furca*) (Fig. 4c-d); *Chaetoceros didymus* (Fig. 5a-c) y *Pseudo-nitzschia fraudulenta.*

Entre los hallazgos más importantes respecto al problema del acarreo de organismos tóxicos en el lastre de buques cargueros están los encontrados por Hallegraeff y Bolch (1992), quienes durante los años 1987 a 1990, analizaron el sedimento de 343 buques de lastre (seleccionando 100 muestras), arribados en 18 puertos de Australia, la mitad de los cuales procedía de Japón y el resto de diversos países de Asia, Norteamérica (in-

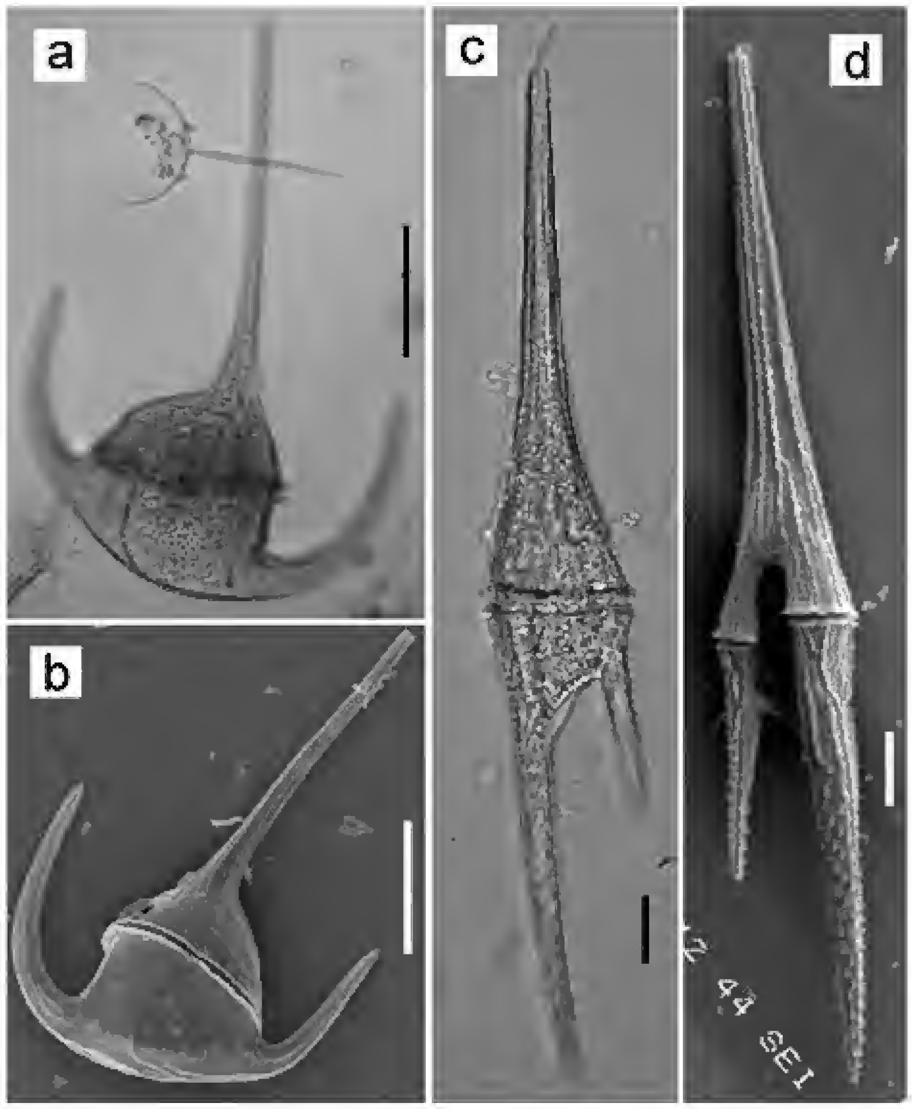


Figura 4. Fotomicrografías de dinoflagelados plánticos del género *Neoceratium* (ML y MEB). a-b] *Neoceratium tripos* en vistas ventral y dorsal respectivamente; c-d] *Neoceratium furca* en vistas dorsal y ventral respectivamente. Escalas. a-b = 50 µm; c-d = 20 µm.

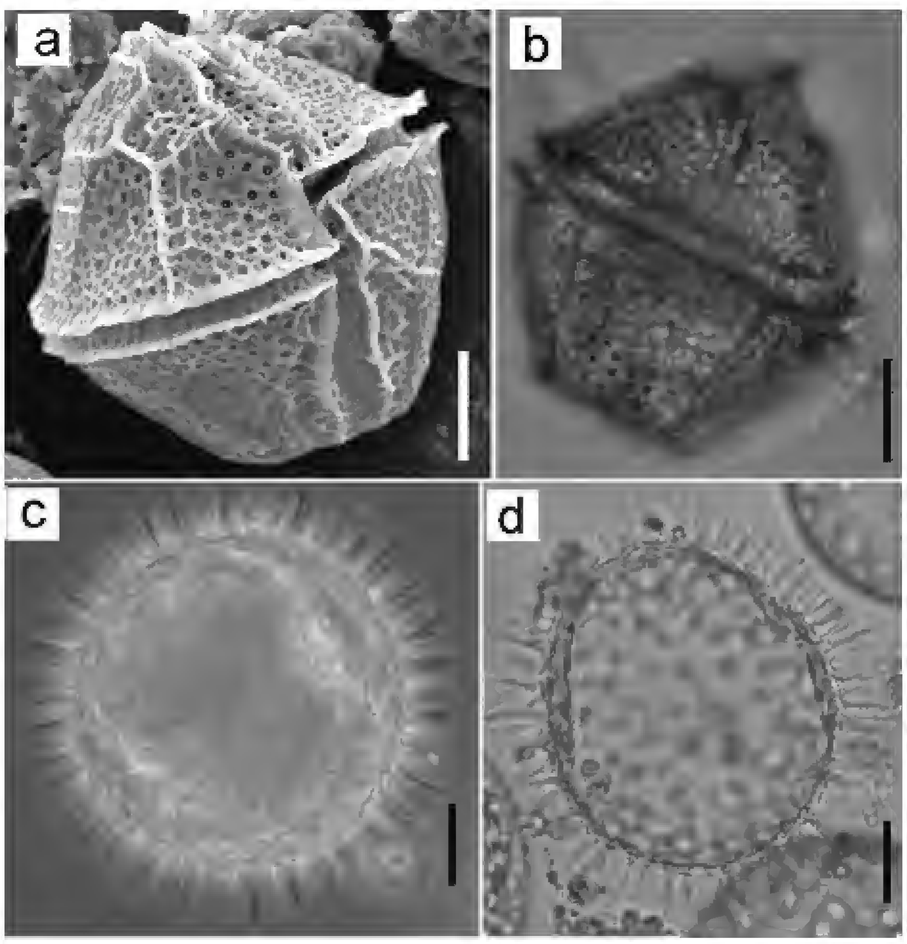


Figura 3. Fotomicrografías del dinoflagelado pláctico *Lingulodinium polyedra* (ML y MEB). a-b] Célula vegetativa en vista ventral y dorsal e respectivamente; c-d] quiste espinoso. Escalas: a-b = 10 µm; c-d = 20 µm.

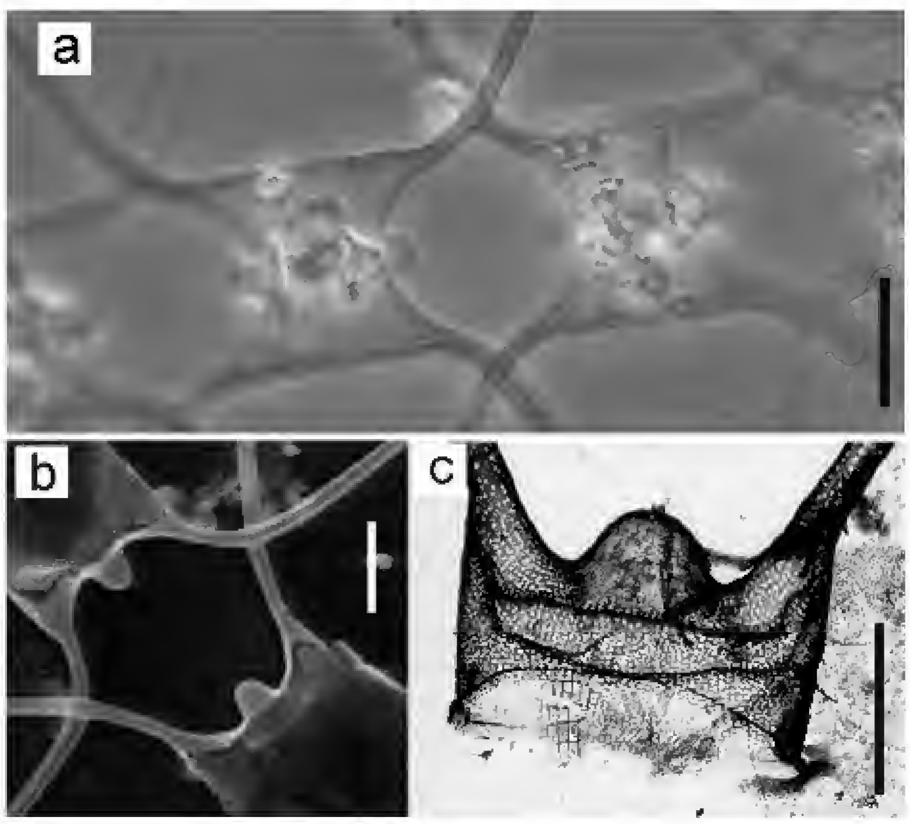


Figura 5. Fotomicrografías de la diatomea pláctica *Chaetoceros didymus* (ML, MEB, MET). a] Células en cadena unidas por las setae; b] detalle del perfil de la valva mostrando el proceso central; c] detalle de la valva mostrando patrón areolar. Escalas: a-c = 10 µm.

cluyendo México), Argentina y Nueva Zelanda. A partir de muestras de sedimento, se cuantificaron y aislaron quistes para su cultivo y los resultados mostraron que aunque las formas vegetativas de dinoflagelados fueran más bien raras, los quistes eran muy comunes (con una frecuencia de 50%) y en densidades de hasta 22 000 quistes por cm^3 de sedimento, identificando 53 tipos distintos, de los cuales 20 germinaron. Fue interesante el hecho de que en algunos barcos hasta 70% de los quistes correspondieron a una sola especie, en ocasiones tóxica, como fue el caso de *Alexandrium* spp. (Fig. 6a-d), y *Gymnodinum catenatum* (Fig. 7a-c), todas productoras de saxitoxinas causantes del EPM, sobre todo en buques que habían zarpado de Japón o Corea del Sur. Otra observación interesante fue el hallazgo de que la viabilidad de los quistes en los sedimentos de los buques procedentes de la misma región puede variar dependiendo de la época del año en la que el agua

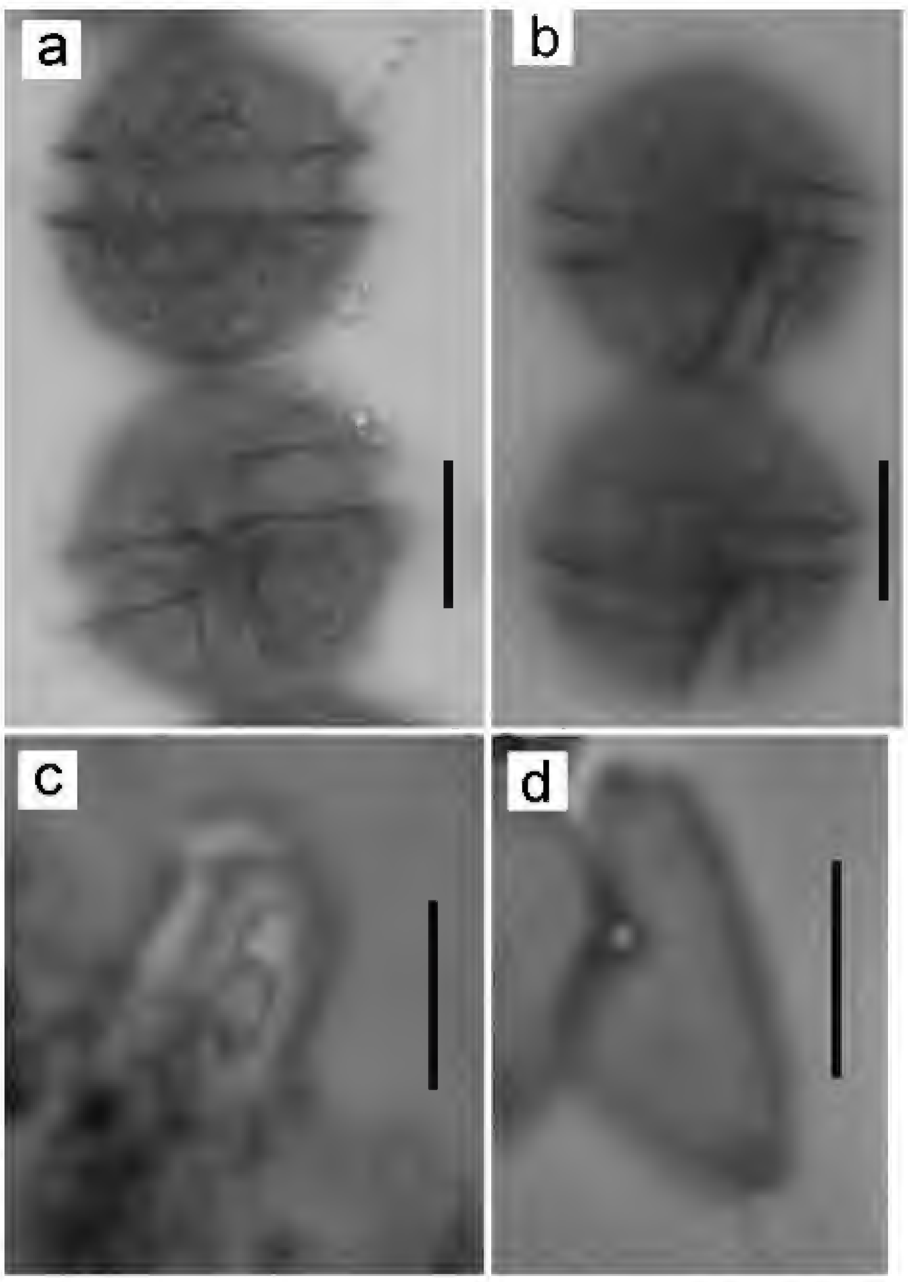


Figura 6. Fotomicrografías del dinoflagelado tóxico *Alexandrium* cf. *tamarense* (ML). a-b] Células en pares en vista ventral, mostrando el cíngulo desplazado y el canal del sulco; c] complejo de poro apical mostrando la placa del poro y el poro apical accesorio; d] detalle de la primera placa apical (1´), mostrando existencia del poro ventral. Escalas: a-b = 10 µm; c-d = 5.0 µm.

fue tomada. El estudio mostró también que cuando el agua de lastre se carga en sitios con ocurrencia de marea roja, los buques pueden trasportar más de 300 millones de quistes de especies tóxicas. A partir de estos resultados la OMI emitió la recomendación de no cargar agua de lastre en momentos de ocurrencia de mareas rojas en los puertos y tampoco hacerlo en agua somera, donde el proceso de deslastre pueda perturbar los sedimentos y resuspender los quistes.

Por otra parte, las investigaciones de Dickman y Zhang (1999) tuvieron por objeto evaluar la eficiencia del recambio del agua de lastre en la zona oceánica, como un mecanismo para reducir el riesgo de introducción de especies exóticas. Durante 1996 a 1998, investigadores de la Universidad de Hong Kong, identificaron y cuantificaron microorganismos en los tanques de lastre con y sin recambio en la zona oceánica (Dickman y Zhang, 1999). En tal estudio se analizaron tres buques (con más de 15 años de antigüedad) que habían salido del puerto de Manzanillo, México y que antes de llegar a Hong Kong atracaron en tres puertos de Asia, recambiando el agua en la zona oceánica con más de 2 000 m de profundidad, en el puerto de Yokohama, Japón. Simultáneamente (1996-1997) se realizó

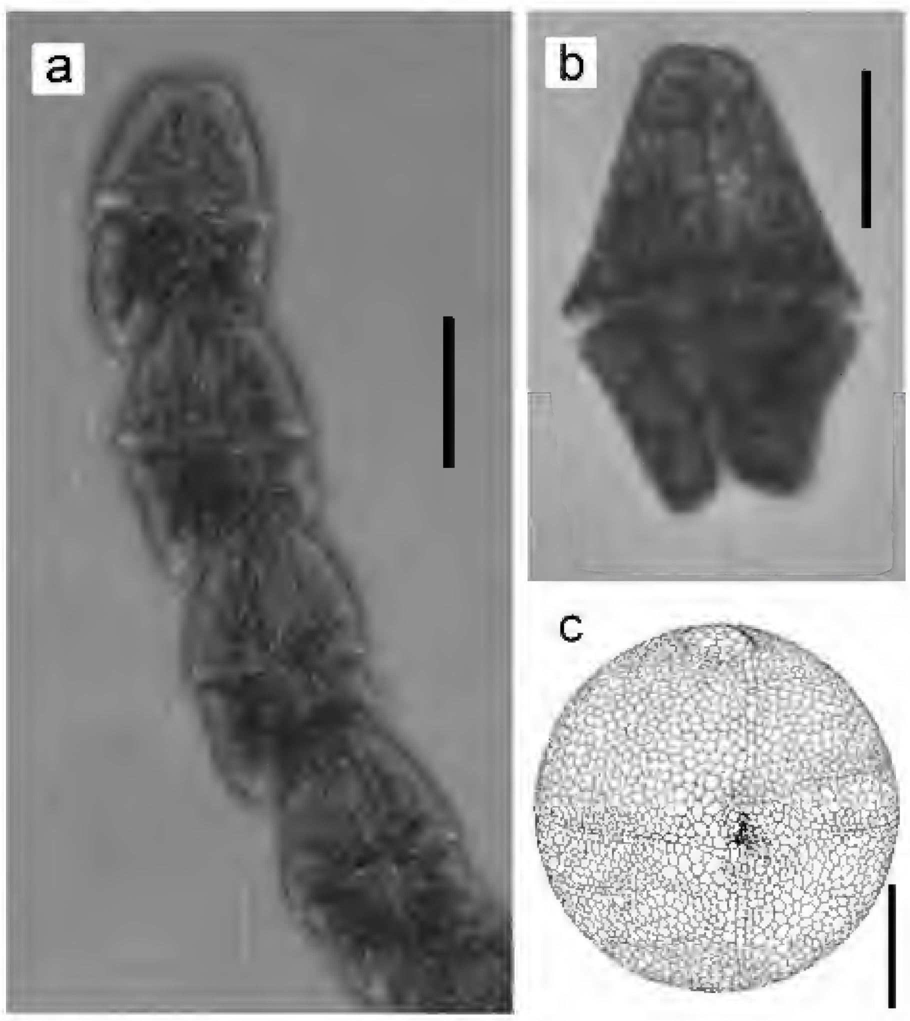


Figura 7. Fotomicrografías del dinoflagelado tóxico *Gymnodinium catenatum* (ML). a] Células vegetativas formando una cadena; b] célula solitaria en vista ventral, mostrando cíngulo y el sulco; c] esquema de quiste reticulado de *G. catenatum*, modificado de Ribero *et al.*(2012). Escalas: a-b = 20 µm; c = 10 µm.

otro estudio (Dickman y Zhang, 1999) correspondiente al análisis de los tanques de lastre de 34 buques de la compañía naviera Orient Overseas Container Lines (OOCL), procedentes del puerto de Oakland, California, que tardaron 16 días en llegar a Hong Kong y que también recambiaron el agua en la zona oceánica antes de llegar al puerto de destino. Los resultados con los barcos de California demostraron una eficiencia en el recambio en agua oceánica de hasta 87% para especies nocivas, lo cual concordó con los datos de eficacia de 67 a 86% obtenidos previamente por Locke *et al.* (1993); en los barcos provenientes de México, la eficiencia del recambio apenas alcanzó 48%. La alta eficiencia de los buques de OOCL se debió a que dentro de sus tanques de lastre presentan un embudo invertido a 10 cm del fondo del tanque, que permite que los sedimentos se eliminen de manera eficiente durante el recambio, provocando que prácticamente los tanques se mantengan libres de sedimentos.

Independientemente de la eficiencia del recambio del agua de lastre, se ha demostrado que la abundancia de especies fitoplanctónicas y sobre todo de las nocivas, es menor cuando hay un intercambio del lastre en la zona oceánica, encontrando valores con cambio y sin recambio de 54 a 397 *vs.* 463 a 497 céls.L^{-1}, respectivamente (Dickman y Zhang, 1999). Lo anterior ha sido ratificado por Burkholder *et al.* (2006), quienes observaron además que la abundancia del fitoplancton fue mayor en los tanques recargados en aguas costeras.

Los estudios de fitoplancton en tanques de lastre también han permitido evaluar la viabilidad de los organismos respecto a la duración de los recorridos. En el estudio de Dickman y Zhang (1999) el viaje de Manzanillo a Hong Kong duró 42 días y en distintos momentos se hicieron inspecciones; encontraron que después de 21 días de viaje, pocas especies autótrofas sobrevivían. Por su parte, Burkholder *et al.* (2006) encontraron que los tanques con agua de más de 33 días no presentaron células que sobrevivieran en los cultivos. En contraste con lo anterior, Hallegraeff y Bolch (1992) lograron cultivar especies de diatomeas bentónicas (como *Navicula* sp., *Neodelphineis* sp. y *Nitzschia* spp.) obtenidas de muestras de sedimento de lastre, almacenadas en la oscuridad a 4 °C por seis meses. Por ello se deben concentrar esfuerzos en atender la reducción de quistes de especies tóxicas en sedimentos de lastre y sus descargas, sobre todo en puertos cercanos a zonas eurihalinas, toda vez que las especies de estos ambientes tienen requerimientos especiales que les impiden sobrevivir el acarreo pasivo por corrientes marinas, y dado que en los estuarios la flora y fauna son pobres, son ambientes susceptibles a las invasiones por especies exóticas (Nehring, 2006).

Por otra parte, también se ha demostrado que la temperatura del agua del océano durante la travesía del barco definitivamente afecta la sobrevivencia de las especies contenidas en el agua de lastre, puesto que en un lapso de 12 horas la temperatura del agua de los tanques se equilibra con la del océano, de manera que muchas especies tropicales son incapaces de sobrevivir a la temperatura del agua de zonas templadas o frías (Dickman y Zhang, 1999).

Estudio de caso de la invasión del dinoflagelado tóxico Gymnodinium catenatum *en Australia*

Un aspecto preocupante relacionado con las introducciones de EANI por agua de lastre es que varias de la especies de dinoflagelados tóxicos [como *Alexandrium* spp. (Fig. 6a-d) y *Gymnodinium catenatum* (Fig. 7a-c)] producen quistes que entran en dormancia, lo que facilita su transportación por este medio, posibilitando el que puedan convertirse en especies invasoras en los nuevos ambientes donde son introducidas y causar no sólo afectaciones ecológicas, sino también severos daños económicos y a la salud humana. Este problema se ha intensificado en las últimas décadas debido al aumento de la eutrofización en las zonas costeras en todo el mundo y por tanto la continua presencia de FAN de estas especies en los puertos, lo que aumenta las probabilidades de su transporte en el agua y los sedimentos de lastre, intensificándose los establecimientos exitosos en regiones lejanas.

Gymnodinium catenatun (Fig. 7a-c) es el único dinoflagelado desnudo que produce saxitoxinas, causantes del EPM. La especie fue descrita por vez primera por Graham (1943) en el golfo de California, pero no fue sino hasta 1970 cuando se empezaron a reportar FAN de esta especie (1976 en España, 1979 en México, 1986 en Australia, sur de Japón y Portugal). A partir de los años ochenta su distribución global aumentó de manera considerable: actualmente se ha registrado en las costas de 23 países (Hallegraeff *et al.*, 2012). En 1986 y 1991 ocurrieron intensos FAN de la especie en el sur de Tasmania, que provocaron la veda en 15 granjas de moluscos bivalvos por un periodo de seis meses (Hallegraeff y Summer, 1986).

Los estudios de inspección de quistes en sedimentos de buques cargueros realizados en Australia (Hallegraeff y Bolch, 1992) sugirieron que esta especie fue llevada a ese país por agua de lastre, y que por ser una especie exótica que se tornó invasora sus FAN causaron efectos nocivos en la región, afectando severamente la acuicultura. Sin embargo, tuvieron que buscar evidencias para descartar esa hipótesis de la tendencia global de las microalgas nocivas, al aumentar la frecuencia e intensidad de sus FAN debido al aumento de la eutrofización de las zonas costeras (Fraga y Bakun, 1993; Bolch y de Salas, 2007).

Dado que una invasión biológica es un proceso que incluye varias fases: introducción, establecimiento, naturalización y rápida dispersión fuera de los rangos normales de su distribución (Chapman y Carlton, 1991), algunas especies exóticas pueden estar presentes en un lugar determinado, sin causar daños, durante largos periodos y por lo tanto pasar desapercibidas. Por ello en ciertos casos, debido al tiempo que puede transcurrir entre el evento de introducción y el de dispersión, es imposible trazar los pasos que llevaron a la especie original al nuevo hábitat (Ribeiro *et al*., 2012).

Gymnodinium catenatum presenta un quiste característicamente reticulado (Fig. 7c), fosilizable, más o menos fácilmente distinguible, aunque es necesario ser cuidadoso para diferenciarlo de los de otras tres especies de dinoflagelados desnudos del mismo género que también producen quistes reticulados (*G. nolleri*, *G. microreticulatum* y *G. trapeziforme*; Ribeiro *et al*., 2012). Los estudios paleontológicos de núcleos de sedimentos para investigar quistes han mostrado que los quistes de *G. catenatum* son más bien raros, correspondiendo a un componente mínimo en los sedimentos; por ello se ha señalado que esta especie, tanto en el bentos (quistes) como en el plancton, puede llegar a ser críptica en una región. Mediante estudio de quistes en los sedimentos, Mackenzie y Beauchamp (2002) mostraron que *G. catenatum* ha estado presente en Nueva Zelanda desde 1937, aunque su presencia no fue detectada sino hasta el año de 1993, cuando empezó a causar problemas económicos importantes en la acuicultura del país (Irwin *et al*., 2003).

Los registros fósiles de la especie en distintas regiones han mostrado una variación en su edad. Los más antiguos son los del sur de California, datado del año 1483 (Flores-Trujillo *et al*., 2009); los de la bahía de Okamura, Japón, en 1700 (Matzuoka *et al*. 2006); los de la costa atlántica (Portugal) en 1896 (Amorim y Dale, 2006), y los de Australia en 1970 (Bolch y Hallegraeff, 1990). La falta de registros fósiles de *G. catenatum* en Australia, aunada a la falta de registros florísticos previos, podría sugerir que se trataba de una especie exótica de reciente introducción (McMinn *et al*., 1997).

Las poblaciones de *G. catenatum* muestran una clara existencia de dos ecotipos: el templado, que se desarrolla bien en agua con temperatura de 12 a 18 °C, y el tropical, que se desarrolla preferentemente en agua de 29 a 30 °C (Hallegraeff *et al*., 2012); sin embargo, las cepas mexicanas han mostrado una amplia adaptación a la temperatura desde 11.5 hasta 30 °C, con el máximo crecimiento entre 19 y 21 °C (Band-Schmidt *et al*., 2004).

G. catenatum presenta una reproducción sexual heterotálica (Blackburn *et al*., 1989) y los estudios de entrecruzamientos de cepas han mostrado una mayor afinidad entre cepas de Japón y España que entre cepas de Tasmania con las de Japón o con las de España, encontrándose la mayor compatibilidad reproductiva entre cepas únicamente de Tasmania (Blackburn *et al*., 2001). Tales afinidades reproductivas también se han evaluado con la técnica RAPD (*Rapid Amplification of Polymorphic DNA*), mostrando que las cepas españolas definitivamente son cercanas a las japonesas (Bolch *et al*., 1999).

En el contexto global, *G. catenatum* muestra una variación genética pequeña de aloenzimas tanto de la subunidad pequeña como de la grande del ARNr (Bolch *et al*., 1999; Holmes *et al*., 2002) y, de manera interesante, las cepas mexicanas presentan una característica sustitución de una G en lugar de una C en el par de bases 445 de la subunidad grande (Band-Schmidt *et al*., 2008). De igual manera, las cepas mexicanas han mostrado tener un perfil de análogos de saxitoxinas distinto del resto de las cepas mundiales investigadas (con un alto porcentaje de neoSTX), lo cual las diferencia geográficamente (Band-Schmidt *et al*., 2006). Ello, aunado al hecho de que en California se han encontrado los registros fósiles más antiguos, ha llevado a plantear la hipótesis de que el Pacífico oriental central representa el centro de dispersión de la especie (Hallegraeff *et al*., 2012).

La historia de la dispersión de la especie en agua de lastre, además de ser apoyada por estudios directos de la viabilidad de sus quistes en sedimentos de lastre, lo está por la secuenciación de las ITS (*Internal Transcribed Spacer*) del ARNr, toda vez que un único par de bases, cerca del inicio del gen 5.8S ARNr, separa todas las poblaciones del mundo en dos grupos: las que poseen un nucleótido tiamina (gen-T) y las que poseen un nu-

cleótido citosina (gen-C). Todas las cepas de Australia y de Nueva Zelanda poseen el gen-T, mientras que el resto presentan el gen-C, con excepción de las del sur de Japón, en cuyos puertos se han encontrado cepas tanto con el gen-T como con el gen-C (Bolch *et al.*, 1999).

Al combinar los datos de ITS-ARN con RAPD, el patrón de relaciones encontrado demuestra que en el sur de Japón tuvieron su origen las poblaciones australianas de *G. catenatum* (Bolch y Salas, 2007). Los quistes de *G. catenatum* en Japón datan de 1700 y esta especie empezó a producir FAN desde 1967. Por otra parte, los quistes de Australia datan de 1979, lo cual coincide con la fecha en que se inició el intercambio comercial importante entre Australia y Japón (Hallegraeff *et al.*, 2012). Dado que los registros de la especie en Nueva Zelanda son más antiguos, una hipótesis podría plantear que la fecha de introducción de *G. catenatum* en el Pacífico sur fue anterior, comenzando en Nueva Zelanda desde 1937, y que de ahí la especie fue traslocada a Tasmania por corrientes marinas alrededor de 1971, de donde posteriormente pasó al continente en 1976. Sin embargo, con base en la afinidad reproductiva entre las cepas de Tasmania y Australia, otra hipótesis planteada es la que considera que hubo dos eventos independientes de introducción de la especie (provenientes de la misma región de Japón), el de Nueva Zelanda y el de Tasmania (Hallegraeff *et al.*, 2012).

Transporte de zooplancton

Se ha sugerido que el agua de lastre es una vía importante para organismos pláncticos o cuyo estadio plánctico sea relevante. Carlton y Geller (1993) presentan una lista de 45 especies reconocidas como invasoras en el mundo, de las cuales 19 son holoplánticas o con fases larvarias largas: un Ctenophora, *Mnemiopsis leidyi*; dos Cnidaria, *Phyllorhiza punctata* y *Cladonema pacificum* (antes *Cladonema uchidai*); un Annelida, *Teneridrilus mastix*; dos Crustacea Miscidaceae, *Rhopalophthalmus tattersallae* y *Neomysis americana*; nueve Copepoda, *Pseudodiaptomus inopinus, P. marinus, P. forbesi, Sinocalanus doerrii, Oithona davisae*, *Limnoithona sinensis*, *Centropages abdominalis*, *C. typicus* y *Acartia (Acartiura) omorii*; tres Decapoda Caridea, *Salmoneus gracilipes*, *Hippolyte zostericola* y *Exopalaemon styliferus*, y un Ectoprocta: *Membranipora membranacea*.

Específicamente, Carlton y Geller (1993) encontraron en el examen del agua de lastre de 159 buques provenientes de 25 puertos japoneses, que arribaron al puerto ubicado en la bahía Coos, Oregón, 231 especies de animales holoplánticos, ticoplánticos (organismos bentónicos suspendidos), meroplánticos o demersales (organismos bentónicos que realizan migraciones verticales en la columna de agua), con una diversidad de hábitos alimentarios: herbívoros, carnívoros, omnívoros, excavadores y parásitos, con distribución en zonas templadas costeras y someras. Los taxa pertenecieron a 47 categorías taxonómicas superiores (de las cuales 18 tuvieron representantes holoplánticos) de 21 *Phyla*: Crustacea, Chelicerata, Echinodermata, Chordata, Pisces, Hemichordata, Chaetognata, Phoronida, Bryozoa, Annelida, Platyhelminthes, Nemertea, Mollusca, Sipuncula, Nematoda, Rotifera, Cnidaria, Radiolaria, Foraminifera, Tintinnida y otros ciliados (Carlton y Geller, 1993). Además, lo más preocupante es que todos los taxa señalados como invasores fueron reconocidos en la inspección de los tanques de lastre. Las mayores densidades correspondieron a los copépodos (1.5×10^3 m^{-3}) con una abundancia relativa de 61%, y larvas de poliquetos spiónidos, nauplios de percebes y veliger de bivalvos (2×10^2 m^{-3}). Cinco *Phyla* incluyeron 82% de los taxa: Crustacea (31%), anélidos poliquetos (18%), gusanos turbelarios (14%), cnidarios (11%) y moluscos (8%). En cuanto a la frecuencia (presencia positiva en los 159 buques), los valores más altos los presentaron los copépodos (99%), seguidos de los poliquetos (89%), percebes (83%), moluscos bivalvos (71%), platelmintos (65%), moluscos gasterópodos (62%), crustáceos (48%) y quetognatos (47%) Carlton y Geller, 1993).

Más recientemente, Wickramasinghe (2012) realizó un estudio intensivo cuya intención fue reconocer las especies de zooplancton exóticas introducidas por agua de lastre en el puerto de Colombo, Sri Lanka, al cual arriban anualmente 4 500 buques de carga y petróleo, además de estudiar el zooplancton en la zona portuaria y sus inmediaciones. En total se registraron 94 taxa de 14 *Phyla*: 42 copépodos, 14 tintínidos, 12 crustáceos, siete anélidos, tres moluscos, tres celenterados, tres rotíferos, dos equinodermos, dos cordados, dos foraminíferos, un hidrozoario, un tunicado, un cefalocordado y un ciliado. El mayor número de taxa se encontró en el agua de lastre (66), seguido de la localidad del puerto interior (53); 27 especies de zooplancton fueron encontradas exclusivamente en el agua de lastre y no en las zona costera, razón por la que fueron catalogadas como exóticas, entre ellas 12 copépodos, cuatro tininídos, dos crustáceos y una especie de cada uno de los

siguientes grupos: anélidos, cefalocordados, celenterados, hidrozoarios, moluscos, tunicados, foraminíferos y rotíferos. Las 27 especies del agua de lastre provenían de manera proporcional del océano Índico (51.8%), mar Arábigo (40.7 %) y océano Pacífico (33.3%).

ESPECIES DE PLANCTON INTRODUCIDAS EN MÉXICO POR AGUA DE LASTRE

Debido a su extenso litoral, México cuenta con 90 puertos, de los cuales más de la mitad (64%) recibe tráfico internacional en cantidades importantes, con más de 6000 arribos por año (CGPM, 1999). Con base en el tamaño de los buques se ha calculado que alrededor de 50 x 10^6 m^3 de agua preveniente de Australia, Filipinas, Medio Oriente y Europa se descargan anualmente en costas mexicanas (Okolodkov *et al.*, 2007). A pesar de lo anterior, en México apenas se está iniciando una propuesta legislativa que regule el manejo del agua de lastre y de la fauna incrustante en las embarcaciones. Así, únicamente la Ley de Navegación trata el problema del agua de lastre en el artículo 65 del capítulo VII; el artículo 123 del Reglamento de la Ley de los Puertos se refiere al tratamiento de las aguas de lastre.

FITOPLANCTON

A pesar de que no existan censos completos e históricos de la flora de dinoflagelados marinos en todos los litorales mexicanos, basándose en datos de distribución biogeográfica se puede sospechar de la introducción, por agua de lastre, de dos especies registradas en las costas de Mazatlán en el Pacífico mexicano: *Amylax triacantha* y *Dinophysis norvegica*, toda vez que tales especies están circunscritas a áreas geográficas templadas y frías limitadas por la isoterma de 15 °C (Okolodkov y Dodge, 1996). *Amylax* es un género que contiene dos especies árticas y subárticas (Meunier, 1910, en Balech, 1988). Desde 1980 se han reportado mareas rojas de *Amylax triacantha* en Mazatlán (Cortés-Altamirano y Núñez-Pastén, 1992; Cortés-Altamirano y Hernández-Becerril, 1998), pero por fortuna la especie no es tóxica. En cambio, *Dinophysis norvegica*, registrada en el golfo de California (Licea-Durán *et al.* 1995; Hernández-Becerril *et al.* 2003), es una de las principales especies causante del envenenamiento diarreico por consumo de moluscos en el mar del Norte (Larsen y Moestrup, 1992). El hecho de que una especie productora de mareas rojas sea tóxica o no puede llegar a afectar severamente los ecosistemas por causar afectaciones fisicoquímicas en la columna de agua (p. ej., el agotamiento del oxígeno debido a la elevada respiración, primero de las propias algas y posteriormente de las bacterias que degradan las algas muertas cuando el florecimiento decae), o bien mecánicas (p. ej., taponamiento de branquias de peces que mueren por asfixia); valdría la pena confirmar plenamente la presencia de tales especies en las costas del Pacífico mexicano, haciendo incluso pruebas más profundas al nivel bioquímico y molecular, ya que en el caso del plancton son comunes las especies crípticas, que se diferencian únicamente por caracteres fisiológicos y no en sí por su morfología (Wood y Leatham, 1992).

Sobre las especies de fitoplancton introducidas por agua de lastre existe la posibilidad, aunque todavía muy discutida, de que únicamente sean dos dinoflagelados presentes en las costas del Pacífico mexicano los que hayan sido introducidos por esta vía: *Cochlodinium polykrykoides* (Fig. 8a) y *Neoceratium dens* (Fig. 9a).

Estudio de caso Cochlodinium polykrikoides

Cochlodinium polykrikoides (Fig. 8a) está reconocido como un dinoflagelado nocivo, asociado con severas mortandades de peces. La especie fue descrita para bahía Fosforescente, Puerto Rico (Margalef, 1961). El primer FAN de la especie en el mundo ocurrió en Japón en 1978, y años más tarde (1982) empezó a formar FAN en Corea. Actualmente está muy extendida en Japón, Corea, Malasia y Filipinas, asociada a mortandad masiva

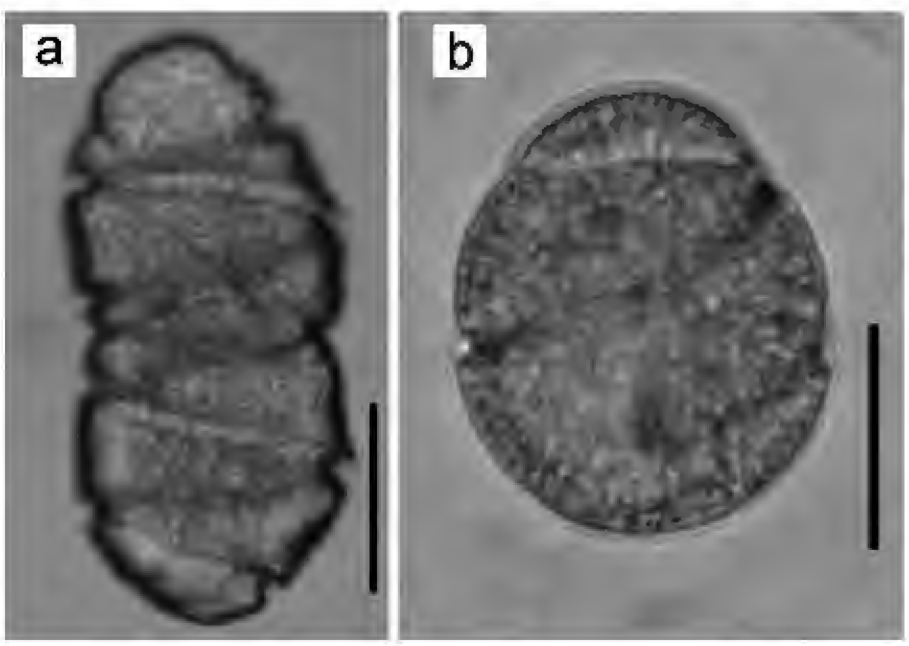


Figura 8. Fotomicrografías de dinoflagelados plánticos del género *Cochlodinium* (ML). a] Cadena de dos células de *C. polykrikoides*; b] célula solitaria de *C. fulvescens*. Escalas: a-b = 10 µm.

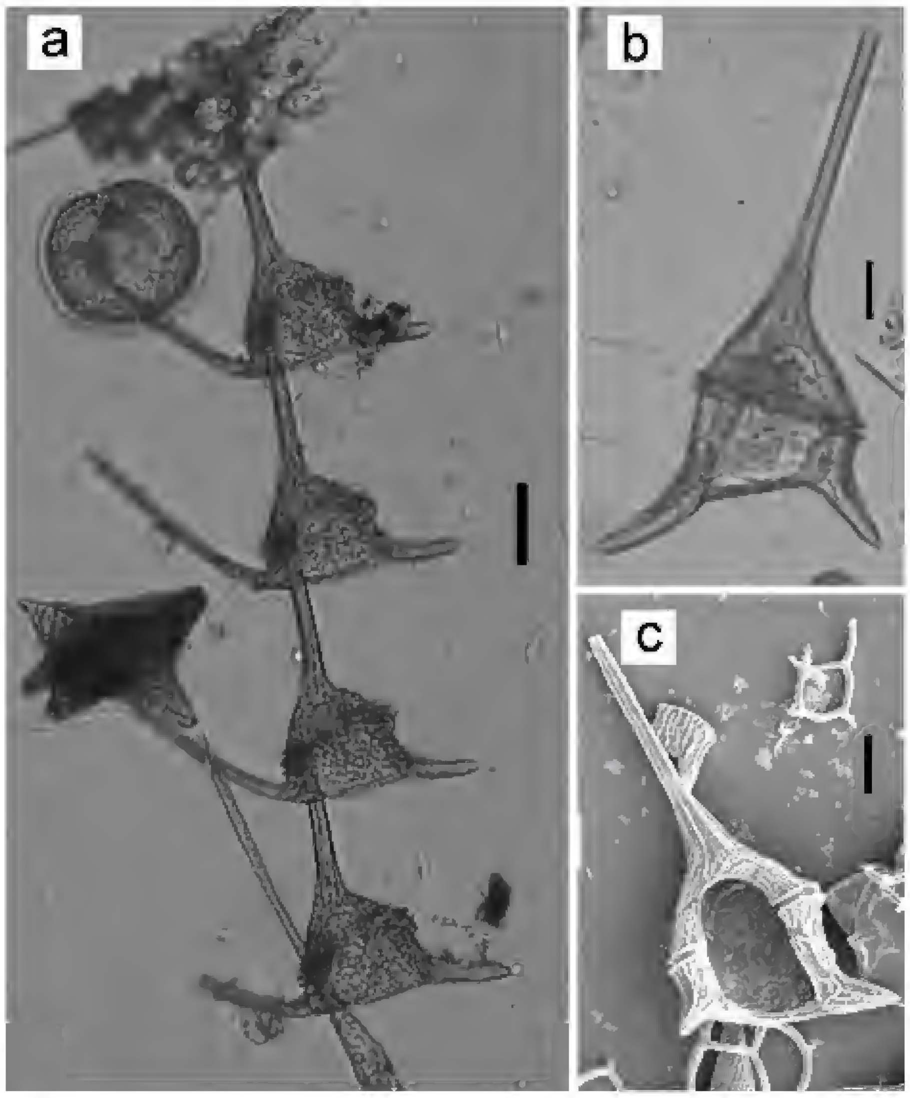


Figura 9. Fotomicrografías de dinoflagelados del género *Neoceratium* (ML y MEB). a] Organismos en vista ventral de *Neoceratium dens* en cadena; b-c] células solitarias de *Neoceratium balechii* en vista ventral. Escalas: a = 50 µm; b-c = 20 µm.

de peces cada año, causando cuantiosas pérdidas económicas; por ello es señalada como el dinoflagelado más dañino de la región del Pacífico occidental (Onoue *et al.*, 1985; Onoue y Nozawa, 1989; Lee, 1996).

En la costa pacífica americana (Pacífico oriental), los primeros registros son de Costa Rica (en 1985), y para el año 2000 se registró por vez primera, formando FAN, tanto en México como en Columbia Británica, Canadá (Hayashi *et al.* 2009). La primera localidad de México donde se encontró fue la bahía de Manzanillo (Figueroa-Torres y Zepeda-Esquivel, 2001), donde está ubicado el puerto de altura, que por su tráfico internacional representa uno de los de mayor riesgo para México y el mundo. Algunos autores (Fraga y Bravo, en Fraga *et al.*, 1995) han señalado que posiblemente esta especie había sido encontrada con anterioridad (1985), pero fue confundida con *Gyrodinium impudicum*, con la que tiene similitud morfológica (Cortés-Altamirano y Núñez-Pastén, 1992); sin embargo, no hay elementos para descartar esta opción.

Es importante señalar que algunos autores mexicanos se refieren a la misma especie como *C. catenatum,* cuya localidad tipo es la bahía de Tokio, Japón (Okamura, 1916). El problema de delimitación entre estas dos especies no es exclusiva de México, sino que también ocurrió en Japón (bahía Gokasho), porque en 1922 se registró el taxón como *Cochlodinium catenatum* y para 1983 como *C. polykrikoides*. Después de una larga disertación, Matsuoka *et al.* (2008) han concluido que ambas especies son sinónimas y que *C. catenatum* tendría prioridad; sin embargo, por costumbre, la especie sigue nombrándose como *C. polykrikoides*. Más adelante se verá que puede haber una resolución alternativa al problema taxonómico planteado.

El agente tóxico producido por este dinoflagelado no está bien caracterizado; se piensa que su acción se debe a una multiplicidad de toxinas que provocan convulsiones violentas, dificultad para respirar, edema, hemorragia y exceso de mucus en las branquias de peces. Son productores de ROS (*Reactive Oxigen Species*), que corresponden a aniones superoxidantes (O_2), radicales hidroxilos (OH^-) y peróxido de hidrógeno H_2O_2, que causan efectos adversos sobre organismos acuáticos, y múltiples toxinas de diversos tipos: neurotóxicas, como el complejo Zn de carbamyl N-sulfo-hidroxi-neosaxitoxina sulfato (Ic-1), hemolíticas y hemoaglutinantes (Onoue *et al.*, 1985; Onoue y Nozawa, 1989; Lee, 1996). El estrés ambiental puede disparar la producción de ROS, lo cual altera el balance de las peroxidasas y los antioxidantes. Hay reportes de mortalidad de peces por *C. polykrikoides* desde 1911 (Okamura, 1916) y de moluscos desde 1934 en Japón. Se ha reportado que también es nocivo para corales, peces y múltiples invertebrados (Grindley y Taylor, 1964; Guzmán *et al.*, 1990). Las larvas de ostión resultan afectadas desde concentraciones de 500 céls./ml^{-1} y los peces juveniles desde 1 740 a 6 500 céls.ml^{-1}.

En la actualidad, *C. polykrikoides* está ampliamente distribuida en las costas mexicanas, desde el golfo de California (Gárate-Lizárraga *et al.*, 2004) hasta Acapulco (Meave del Castillo *et al.*, 2012), haciéndose muy evidente en Mazatlán y bahía de Banderas, Jalisco (Cortés-Lara *et al.*, 2004). Los FAN de esta especie en México han causado afectación a peces, como sucedió en el año 2000 en bahía de Banderas (Cortés-Lara *et al.*, 2004), donde el FAN tuvo una duración de 18 semanas (de julio a noviembre, con el máximo en septiembre), alcanzándose una densidad de 10×10^3 céls.ml^{-1}, causando la muerte de 13 especies de peces por sofocación, debido probablemente al exceso de moco en sus branquias). Durante 2001, otro FAN ocurrido en la ensenada de la Paz

(golfo de California) durante septiembre a noviembre causó la muerte de más de 180 peces enjaulados de las especies *Pomadasys macracanthus*, *Diapterus peruvianus* y *Lutjanus argentiventis* (Gárate-Lizárraga *et al.*, 2004).

Dado que tal especie conspicua fue registrada por vez primera en México en el año 2000, y desde entonces no ha cesado su presentación en forma de FAN en una región que había sido monitoreada durante 22 años continuos (Cortés-Altamirano y Núñez-Pastén, 1992; Cortés-Altamirano *et al.*, 2004), y que además tampoco se reporta en la monografía monumental de dinoflagelados desnudos, elaborada a partir de los estudios de fitoplancton con organismos vivos de las costas de La Jolla, California (Kofoid y Swezy, 1921), se sospecha que es una especie de reciente introducción en México (Cortés-Lara *et al.*, 2004), que llegó con agua de lastre descargada en el puerto de Manzanillo.

No obstante lo anterior, se ha sugerido una explicación alternativa para el reciente hallazgo de esta especie en costas mexicanas. Cortés-Altamirano *et al.* (2006) proponen que la especie pudo haber llegado a América (junto con varias otras especies fitopláncticas, recientemente encontradas en el golfo de California) mediante su acarreo pasivo por corrientes marinas, que cruzan el océano Pacífico desde la región ecuatorial, e involucran principalmente a la corriente subsuperficial del Pacífico, que llega a las costas de Centroamérica, para de ahí seguir hacia el norte por la corriente costera de Costa Rica, llegando hasta la porción sur del Pacifico mexicano, y continuar su trayecto por la corriente occidental mexicana.

Independientemente de la explicación que se acepte (agua de lastre o acarreo por corrientes marinas), la interrogante que hay que resolver ahora es si las poblaciones del Pacífico mexicano son exóticas o no, tomado en cuenta que la localidad tipo de la especie es el mar Caribe. Lovko y Vogelbein (2006) presentan resultados de secuencias moleculares de la subunidad larga del rARN (LSU -rDNA), así como de las ITS1 e ITS2 y del gen 5.8S de tres cepas procedentes de distintas regiones (Corea, Nueva York y golfo de California), encontrando más afinidad entre las cepas americanas (independientemente de su ubicación en el Atlántico o en el Pacífico), en comparación con la cepa de Corea.

Los resultados anteriores fueron confirmados fehacientemente por los estudios de Iwataki *et al.* (2006; 2007), quienes secuenciaron la LSU -rDNA de 35 cepas provenientes de Japón, Corea, Hong Kong, Filipinas, Malasia, México, Atlántico de Estados Unidos (Nueva York y Massachusetts) y Puerto Rico, encontrando cuatro clados, de los cuales los tres más cercanos corresponden a distintos genotipos de *Cochlodinium polykrikoides* –uno de Asia oriental (Japón y Corea), otro de Filipinas y el tercero de América-Malasia–. El clado más alejado condujo a los investigadores a observar con más detenimiento las poblaciones, encontrando evidencias morfológicas suficientes para erigir una nueva especie: *C. fulvescens* (Fig. 8b) (Iwataki *et al.*, 2007).

Con esta información, Hayashi *et al.* (2009) realizaron estudios de filogenia molecular incluyendo las subunidades grande y pequeña del ADNr y las regiones espaciadoras ITS1 e ITS2 (Fig. 8b), junto con secuencias de cepas de Japón, Corea, Malasia e Indonesia del Pacífico occidental y de Canadá, Nueva York, Massachusetts, California, México, Costa Rica y Puerto Rico para América, encontrando los mismos resultados que los autores anteriores y reconociendo que las poblaciones que en 2004 produjeron FAN en California correspondieron realmente a la especie recientemente descrita: *C. fulvescens*. Hace pocos años esta especie también fue reportada para las costas de Baja California (Morquecho y Alonso-Rodríguez, 2008). De esta manera, *C. polykrikoides* (Fig. 8a) quedó caracterizada como una especie más tropical, mientras que *C. fulvescens* (Fig. 8b) como subtropical-templada.

Dejando de lado la especie *C. fulvescens*, los resultados de la sistemática molecular para *C. polykrikoides* evidencian una clara vicarianza de la especie o bien la existencia de dos variedades, de manera que las poblaciones americanas podrían ser denominadas como *C. polykrikoides* var. *polykrikoides* (considerando que Margalef erigió el taxón *C. polykrikoides* a partir de poblaciones de Puerto Rico), mientras que las poblaciones de Asia, como *C. polykrikoides* var. *catenatum* [dado que Okamura (1916) erigió al taxón *C. catenatum* a partir de material procedente de la bahía de Tokio]. Desde este punto de vista, las poblaciones de Malasia pertenecientes a *C. polykrikoides* podrían ser las exóticas y nuevamente habría que preguntarse cuál fue su vía de introducción.

Algo que llama la atención del trabajo de Hayashi *et al.* (2009) es que con cualquiera de las subunidades secuenciadas, las cepas de Costa Rica tuvieron siempre mucha cercanía con *C. fulvescens* (tanto de Canadá y California como de Japón e Indonesia), lo cual hace

inminente secuenciar las poblaciones que se han identificado como *C. polykrikoides* de Centroamérica, y las presentes en la porción sur del Pacífico mexicano.

Estudio de caso Neoceratium dens

Neoceratium dens (Fig. 9a) es una especie costera hasta hace poco circunscrita a la región cálida del Indo-Pacífico: mar Rojo, mar Arábigo, canal de Mozambique, golfo de Siam, golfo de Benguela, golfo de Tailandia, mar de Java, mar de China, mar de Arafura, mar de Bismark, noroeste de Australia, mar de Coral, mar de Salomón y mar de Timor (Karsten, 1907; Jorgensen, 1911; Taylor, 1976; 1987). Su distribución tropical-subtropical abarca aproximadamente latitudes de los 36° S a los 39° N, con el registro más al sur en la isla Montague, al sureste de Australia (Wood, 1954), y al norte en la bahía de Okkirai, en la costa noreste de Japón (Fukuyo, com. pers.).

N. dens (Fig. 9a) es fotosintético, estenotermo, con preferencia por aguas neríticas y generalmente se presenta con baja densidad en la columna de agua (Hallegraeff y Jeffrey, 1984; Taylor, 1987). Es además una especie fácilmente distinguible por presentar cuernos antapicales asimétricos, siendo el izquierdo más corto que el derecho, una condición inusual entre los dinoflagelados (Taylor, 1987). Para entender bien la posible introducción de esta especie en costas mexicanas es necesario considerar que en las costas del Pacífico americano existe una confusión nomenclatural de *N. dens* con *N. balechii* (Fig. 9b-c), ocasionada recientemente a partir de muestras mexicanas (Meave *et al.* 2003). Dado que *N. balechii* fue erróneamente identificado como *Ceratium dens* (Fig. 9a) en la literatura florística de plancton marino del Pacífico mexicano, frecuentemente aparece en los registros este nombre (*Neoceratium dens*) para referirse a *N. balechii* (antes *Ceratium balechii*).

En costas mexicanas, uno de los grupos de fitoplancton más estudiados ha sido el género *Ceratium* [ahora transferido a *Neoceratium* (Gómez, 2010)], por lo que podemos asegurar que definitivamente *C. dens* (Fig. 9a) no había sido reportada para el Pacífico mexicano, sino hasta el año 2009, cuando fue registrada en el golfo de California (Gárate-Lizárraga, 2009), y posteriormente en 2010 en la bahía de Acapulco (Meave-del Castillo *et al.*, 2012), como una especie rara, con una abundancia relativa menor de 10% y densidades de 17 a 1462 céls.L^{-1} (Zamudio-Reséndiz *et al.*, en revisión).

Gárate-Lizárraga (2009) propone, como posible vía de introducción de la especie, su acarreo desde el Pacífico tropical occidental en la contracorriente ecuatorial, basándose en la evidencia de su presencia en las islas Marquesas (Pavillard, 1935), y supone que desde ahí llegó al golfo de California con la corriente mexicana occidental (CMO), que es una continuación de la corriente de Costa Rica y que alcanza la boca del golfo de California en verano. El mismo autor señala que la transportación fue propiciada por un evento de El Niño, que se presentó a finales de 2009 y principios de 2010, y que produjo una mayor influencia de la CMO hacia el norte del Pacífico mexicano (Gárate-Lizárraga, 2009).

Sin embargo, dada la naturaleza costera de *N. dens* (Fig. 9a) y el hecho de que también ha sido encontrada en el golfo de México, tanto en la región de Fort Lauderdale en la costa este de Florida en febrero de 2007(Gárate-Lizárraga, 2009) como en la porción mexicana en las costas de Veracruz (Okolodkov, 2010) y plataforma de Yucatán (Zamudio-Reséndiz *et al.*, en revisión), para los años de 2008 y 2009, respectivamente, y que además Vidal y Lozano-Duque (2011) la registraron recientemente también en el Caribe colombiano, muestra una distribución discontinua de la especie, que apoya la sospecha de su traslocación en agua de lastre.

Aunque la introducción de *N. dens* en aguas mexicanas (Pacífico y Atlántico) no ha tenido consecuencias ecológicas visibles, podría llegar a tenerlas, debido a su gran semejanza morfológica con *Neoceratium balechii* (Fig. 9b-c), especie nativa del Pacífico americano que se comporta frecuentemente como FAN y que también con frecuencia se asocia con otros dinoflagelados tóxicos productores de FAN, como *Gymnodinium catenatum* (Fig. 7b) y *Cochlodinium polykrikoides* (Fig. 8a), y con la que se le ha observado coexistiendo en la bahía de Acapulco (Meave-del Castillo *et al.*, 2012).

Zooplancton

Para México, Okolodkov *et al.* (2007) mencionan la existencia de 223 EANI de animales, correspondientes a nueve *phyla* y 21 categorías taxonómicas superiores. A 73 de las mismas les dan el estatus de confirmadas, de las cuales sólo de 11 (cuatro moluscos bivalvos, un anfípodo, cinco copépodos y un tunicado), se sospecha de su introducción por agua de lastre, toda vez que han sido encontradas en las inspecciones de los tanques de lastre. Entre los cinco copépodos confirma-

dos, únicamente dos son marinos: *Mesocyclops ogunnus* y *Thermocyclops crassus,* ambos procedentes de Eurasia. El primero, realmente no ha sido todavía encontrado en México pero fue registrado por vez primera en América en las islas Caimán (mar de las Antillas; Suárez-Morales *et al*., 1999) y posteriormente en la región de los Cayos, Florida (Hribar y Reid, 2008), en ambientes artificiales someros, asociado a plantas y sedimentos. Es importante monitorear dicha especie ya que se ha señalado que su introducción podría derivar en competencia con la especie *Mesocyclops edax,* nativa de América del Norte y América Central. Por el contrario, el copépodo marino *Thermocyclops crassus* sí está confirmado para aguas mexicanas del golfo de México, detectado en las costas de Tabasco (Gutiérrez-Aguirre y Suárez-Morales, 2000).

Entre las EANI de animales confirmadas citadas por Okolodkov, las siguientes seis están reportadas como invasoras (Carlton y Geller, 1993). Tres bivalvos: *Dreissena polymorpha*, especie originaria de Eurasia e introducida en Norteamérica (región de los Grandes Lagos), y que actualmente ocupa 40% de los ríos de Norteamérica en ambas costas (Gauthier y Steet, 1996); fue detectada en California desde 2008 y también en la zona fronteriza con México (Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras, 2010). Los otros dos bivalvos son: *Arcuatula senhousia* (antes *Musculista senhousia*), originario de Japón e introducido en Nueva Zelanda, y *Potamocorbula* sp., originario de Asia e introducido en California; el cladócero *Bythotrephes longimanus* (antes *Bythotrephes cedestroemi*), originario de Europa e introducido en Norteamérica (en la región de los Grandes Lagos); el decápodo *Charybdis (Charybdis) hellerii,* originario del Indo-Pacífico e introducido en Israel, y el pez *Neogobius melanostomus*, originario del Mediterráneo e introducido en Norteamérica (región de los Grandes Lagos). Sin embargo, ninguna de ellas es considerada por Carlton y Geller (1993) como polizonte en agua de lastre, sino más bien habitante en las incrustaciones de los barcos (debido a su naturaleza bentónica) o bien su vía de introducción es aún desconocida.

CONCLUSIONES

Considerando la premisa de que las especies invasoras son nativas en ciertas regiones y que se pueden convertir en invasoras cuando se traslocan a una nueva región, y tomando en cuenta la gran cantidad de taxa plancticos (fito y zooplancton, holo y meropláncticos) en las aguas y sedimentos de lastre, varias de las cuales se han reconocido como invasoras en América (tanto en el Pacífico como en el Atlántico, incluyendo el golfo de México y mar Caribe), para esclarecer mejor el riesgo que corren los ecosistemas costeros de México es necesario que urgentemente se conformen bases de datos de las EANI, (o especies exóticas) tanto confirmadas o establecidas como potenciales o por confirmar, además de las criptogénicas, en las que se indique claramente y con georreferenciación la localidad de su hallazgo en México y de preferencia el ambiente y los parámetros ambientales asociados, así como la distribución mundial reconocida para la especie en cuestión. Además, incentivar la realización de estudios monográficos realizados por taxónomos expertos en grupos específicos [sobre todo en Bacillariophyta (diatomeas), Dinophyta (dinoflagelados), Radiolaria, Foraminifera, Tintinnida, Chaetognata, Crustacea, Rotifera, Cnidaria, Phoronida, Bryozoa, Annelida, Platyhelminthes, Nemertea, Mollusca, Echinodermata, Sipuncula, Nematoda, Chelicerata, Hemichordata, Chordata y Pesces], que han mostrado que viajan fácilmente como polizontes en las aguas y sedimentos de lastre. También es urgente que se prioricen los estudios de flora y fauna en zonas portuarias y litorales contiguos, para detectar tempranamente la presencia de micro y macroorganismos exóticos que llegan a nuestras costas preponderantemente usando esta vía de introducción.

Entre los problemas derivados del entendimiento de las especies exóticas invasoras de dinoflagelados que se transportan en los buques está el hecho de que muchas producen quistes y toxinas, por lo que al desarrollarse FAN intensos pueden llegar a afectar severamente las actividades de acuicultura y pesquerías, y con ello la economía de un país. Al respecto hay que considerar que México presenta varias especies muy dañinas en las costas del Pacífico (como *Gymnodinium catenatum*, *Cochlodinium polykrikoides* y *Pyrodinium bahamense* var. *compressum*), por lo que las autoridades portuarias deberían preocuparse no sólo de lo que se recibe sino también de los problemas que podemos exportar a otros países, al cargar los barcos con agua de lastre procedente de los puertos mexicanos. El problema de la introducción no intencionada de especie nocivas, relacionada con los FAN, se ha incrementado en las últimas décadas y se va a agravar más, debido a que el aumento de eutrofización en las zonas costeras, aunado al problema del cambio climático global, ha posi-

bilitado que varias especies, incluso nativas, se tornen invasoras, lo cual facilitará su transportación en los buques y con ello el establecimiento de poblaciones exóticas en varias regiones.

REFERENCIAS

Amorin, A., y B. Dale. 2006. Historical cyst record as evidence for the recent introduction of the dinoflagellate *Gymnodinium catenatum* in the north-eastern Atlantic, *African Journal of Marine Sciences* 28:193-197.

Anderson, D.M. 1989. Toxic algal bloom and red tides: A global pespective, en T. Okaichi, D.M. Anderson y T. Nemoto (eds.), *Red tides: Biology, environmental science and toxicology.* Nueva York, Elseviere Science, pp. 11-16.

Balech, E. 1988. *Los dinoflagelados del Atlántico sudoccidental*. Publicación especial del Instituto Español Oceanográfico, Madrid, pp. 1-219.

Band-Schmidt, C.J., L. Morquecho, C. Lechuga-Deveze y D.M. Anderson. 2004. Effects of growth medium, temperature, salinity and seawater source on the growth of *Gymnodinium catenatum* (Dinophyceae) from Bahía Concepcion, Gulf of California, *J. Plankton Res.* 26:1459-1470.

Band-Schmidt, C.J., J.J. Bustillos-Guzmán, L. Morquecho, I. Gárate-Lizárraga, R. Alonso-Rodríguez, A. Reyes-Salinas, K. Erler y B. Luckas. 2006. Variations of PSP toxin profiles during different growth phases in *Gymnodinium catenatum* (Dinophyceae) strains isolated from three locations in the Gulf of California, Mexico, *J. Phycol.* 42:757-768.

Band-Schmidt, C.J., D. Rojas Posadas, L. Morquecho y N.Y. Hernández-Saavedra. 2008. Heterogeneity of LSU rDNA sequences and morphology of *Gymnodinium catenatum* strains in Bahía Concepción, Gulf of California, Mexico, *J. Plankton Res.* 30:755-763.

Blackburn, S.I., G.M. Hallegraeff y C.J. Bolch. 1989. Vegetative reproduction and sexual life cycle of the toxic dinoflagellate *Gymnodinium catenatum* from Tasmania, Aust., *J. Phycol.* 25:577-590.

Blackburn, S.I., C.J.S. Bolach, K.A. Haskard y G.M. Hallegraeff. 2001. Reproductive compatibility among four global populations of the toxic dinoflagellate *Gymnodinium catenatum* (Dinophyceae), *Phycologia* 40:78-87.

Bolch, C.J.S., y G.M. Hallegraeff. 1990. Dinoflagellate cysts in recent marine sediments from Tasmania, Australia, *Bot. Mar*. 33:173-192.

Bolch, C.J.S., y M.F. de Salas. 2007. A review of the molecular evidence of ballast water introduction in the toxic dinoflagellate *Gymnodinium catenatum* and the *Alexandrium tamarense* complex to Australasia, *Harmful Algae* 6:465-485.

Bolch, G.T., y D.S. Harbour. 1977. Unusual diatom off southwest England and its effects on fishing, *Nature* 269:687-688.

Bolch, G.T., S.I. Blackburn, G.M. Hallegraeff y R.E. Vallancourt. 1999. Genetic variation among strains of the toxic dinoflagellate *Gymnodinium catenatum* (Dinophyceae), *J. Phycol*. 35:356-367.

Briggs, J.C. 1995. *Global biogeography*. Amsterdam, Elsevier.

Burkholder, J.M., G.M. Hallegraeff, G. Melia, A. Cohen, D. Oldach, H. Bowers, M.W. Parrow y M.A. Mallin. 2006. Phytoplankton assemblages in ballast water of U.S. military ships considering port of origin, voyage time, and ocean exchange practices. 12th International Conference on Harmful Algae. Copenhague, 4-8 septiembre, 2006. Program and Abstracts, pp. 142-143.

Carlton, J.T. 1985. Transoceanic and inter-oceanic dispersal of coastal marine organisms: The biology of ballast water. *Oceanogr. Mar. Biol. Rev*. 23:313-317.

Carlton, J.T., y J.B. Geller. 1993. Ecological roulette: The global transport of non-indigenous marine organisms. *Science* 261:78-82.

CGPM, Coordinación General de Puertos y Marina Mercante. 1999. *Los puertos mexicanos en cifras, 1992-1998*.

Chapman, J.W., y J.T. Carlton. 1991. A test of criteria for introduced species: The global invasion by the isopod *Synidotea laevodorsales* (Miers, 1881). *J. Crust. Biol.* 11(3):386-400.

Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras. 2010. *Estrategia nacional sobre especies invasoras en México, prevención, control y erradicación.* México, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

Cortés-Altamirano, R., y A. Núñez-Pastén. 1992. Doce años (1979-1990) de registros de mareas rojas en la bahía de Mazatlán, Sinaloa, México. *An. Inst. Cienc. Mar Limnol. Univ. Nac. Autón. Méx*. 19(1):11-21.

Cortés-Altamirano, R., y D.U. Hernández-Becerril. 1998. Lista mundial de microalgas responsables de florecimientos, mareas rojas y tóxicas, en R. Cortés-Altamirano (ed.), *Las mareas rojas*. México, ATG Editor, pp. 141-153.

Cortés-Altamirano, R., M.F. Lavín, A. Sierra-Beltrán y M.C. Cortés-Lara. 2006. Hipótesis sobre el transporte de microalgas invasoras del Oriente al golfo de California por las corrientes marinas. *Ciencias del Mar* 18:19-26.

Cortés-Lara, M.C., R. Cortés-Altamirano y A.P. Sierra-Beltrán. 2004. Presencia de *Cochlodinium catenatum* (Gymnodiniales: Gymnodiniaceae) en mareas rojas de Bahía de Banderas, Pacífico mexicano. *Rev. Biol. Tropical* **52** (Suppl. 1):51-58.

Dickman, M., y F. Zhang. 1999. Mid-ocean exchange of container vessel ballast water. 2: Effects of vessel type in the transport of diatoms and dinoflagellates from Manzanillo, Mexico, to Hong Kong, China. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 176:253-262.

Ferreira, C.E.L., J.E.A. Gonçalves y R. Countinho. 2004. Cascos de Navios e Plataformas como Vectores na Introdução de Espécies Exóticas. En J. Salles Vianna da Silva y R.C. Correa Luz de Souza. *Agua de lastro e bioinvasáo*. Río de Janeiro, Ed. Interciencia, pp. 143-155.

Figueroa-Torres, M.G., y M.A. Zepeda-Esquivel. 2001. Mareas rojas del puerto interior, Colima, México. *Scientiae Naturae* 3(2):39-52.

Flores-Trujillo, J.G., J. Helenes, J.C. Herguera y E. Orellana-Cepeda. 2009. Palynological record (1483-1994) of *Gymnodinium catenatum* in Pescadero Basin, southern Gulf of California, Mexico. *Marine Micropaleontology* 73:80-89.

Fraga, S., I. Bravo, M. Delgado, J.M. Franco y M. Zapata. 1995. *Gyrodinium impudicum sp. nov.* (Dinophyceae), a non toxic, chain-forming, red tide dinoflagellate. *Phycologia* 34:514-521.

Fraga, S., y A. Bakun. 1993. Global climate change and harmful algal bloom: The example of *Gymnodinium catenatum* on the Galician coasts, en T.J. Smayda e Y. Shimizu (eds.), *Toxic Phytoplankton Blooms in the Sea*. Elseviere Science, pp. 59-65.

Gárate-Lizárraga, I. 2009. First record of *Ceratium dens* (Dinophyceae) in the Gulf of California. *Cicimar Oceanides* 24(2): 167-173.

Gárate-Lizárraga, I., D.J. López-Cortés, J.J. Bustillos-Guzmán y F. Hernández-Sandoval. 2004. Blooms of *Cochlodinium polykrikoides* (Gymnodiniaceae) in the Gulf of California, Mexico. *Rev. Biol. Tropical* 52 (Suppl. 1):51-58.

Gauthier, D., y D.A. Steet. 1996. A synopsis of the situation regarding the introduction of non-indigenous species by ship transported ballast water in Canada and selected countries. *Rep. Fish. Aquat. Sci. Can.* 2380(4):157.

Gómez, F. 2010. *Neoceratium gen. nov.*, a new genus for all marine species currently assigned to *Ceratium*. *Protist* 161(35-54):35-54.

Graham, H.W. 1943. *Gymnodinium catenatum*, a new dinoflagellate from the Gulf of California. *Trans. Am. Microsc. Soc.* 62:59-261.

Grindley, J.R., y F.J.R. Taylor. 1964. Red water and marine fauna mortality near Cape Town. *Trans. Roy. Soc. S. Afr.* 37(2):111-130.

Gutiérrez-Aguirre, M.A., y E. Suárez-Morales. 2000. The Eurasian *Thermocyclops crassus* (Fischer, 1853) (Copepoda, Cyclopoida) found in Southeastern Mexico. *Crustaceana* 73(6):705-713.

Guzmán, H., J. Cortés, P. Glym y R. Richmond. 1990. Coral mortality associated with dinoflagellate blooms in the eastern Pacific (Costa Rica and Panama). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 60:299-303.

Hallegraeff, G.M. 1993. A review of harmful algal bloom and their apparent global increase. *Phycologia* 32:79-99.

Hallegraeff, G.M. 2004. Harmful algal blooms: A global overview, en G.M. Hallegraeff, D.M. Anderson y A.D. Cembella (eds.), *Manual on harmful marine microalgae*. París, UNESCO, pp. 25-50.

Hallegraeff, G.M., y S.W. Jeffrey. 1984. Tropical phytoplankton species and pigments of continental shelf waters of North and North-West Australia. *Mar. Ecol. Prog. Series* 20:59-74.

Hallegraeff, G.M., y C.E. Summer. 1986. Toxic phytoplankton blooms affect shellfish farms. *Aust. Fish.* 45:15-18.

Hallegraeff, G.M., y C.J. Bolch. 1992. Transport of diatom and dinoflagellate resting spores in ships' ballast water: Implications for plankton biogeography and aquaculture. *J. Plankton Res.* 14(8):1067-1084.

Hallegraeff, G.M., S.I. Blackburn, M.A. Doblin y C.J.S. Bolch. 2012. Global toxicology, ecophysiology, and population relationships of the chainforming PST dinoflagellates *Gymnodinium catenatum*. *Harmful Algae* 14:130-143.

Hayashi, K., R.M. Kudela, J. Smith y M.D.A. Howard. 2009. Regional and global phylogenetic relationships of *Cochlodinium fulvescens* found in the coastal water of California. 5th. Symposium on Harmful Algae in the U.S.A.

Hernández-Becerril, D.U. 2003. La diversidad del fitoplancton marino de México. Un acercamiento actual, en M.T. Barreiro-Güemes, M.E. Meave del Castillo, M.R. Signoret-Poillon y M.G. Figueroa-Torres (eds.), *Planctología Mexicana*, Sociedad Mexicana de Planctología, pp. 1-17.

Hernández-Becerril, D.U., M.E. Meave del Castillo y C. Flores-Granados. 2003 Dinoflagelados del Orden Dinophysiales en las costas mexicanas, en M.T. Barreiro, M.E. Meave del Castillo, G. Figueroa-Torres y M. Signoret (eds.), *Planctología Mexicana.* Sociedad Mexicana de Planctología, pp. 19-42.

Holmes, M.J., C.J. Bolch, D.H. Green, A.D. Cembella y S.L.M. Teo. 2002. Singapore isolates of the dinoflagellate *Gymnodinium catenatum* (Dinophyceae) produce a unique profile of paralytic shellfish toxins. *J. Phycol.* 38:96-106.

Hribar, L.J., y J.W. Reid, 2008. New records of copepods (Crustacea) from the Florida Keys. *Southeast. Nat.* 7(2): 219-228.

Irwin, A., G.M. Hallegraeff, A. McMinn, J. Harrison y H. Heijnis. 2003. Cyst and radionuclide evidence demonstrate historic *Gymnodinium catenatum* dinoflagellate populations in Manukau and Hokianga Harbours, New Zealand. *Harmful Algae* 2:61-74.

Iwataki, M., H. Kawami, K. Matzuoka e Y. Fukuyo. 2006. Phylogenetic relationships among *Cochlodinium polykrikoides* populations from Japanese and East Asian coast. 12th International Conference on Harmful Algae. Copenhague, 4-8 septiembre, 2006. Program and Abstracts, pp. 198-199.

Iwataki, M., H. Kawami y K. Matsuoka. 2007. *Cochlodinium fulvescens sp. nov.* (Gymnodiniales, Dinophyceae), a new chain-forming unarmored dinoflagellate from *Asian Coasts Phycol. Res.* 55:231-239.

Jaume, D., y C.M. Duarte. 2006. Aspectos generales de la biodiversidad en los ecosistemas marinos y terrestres, en C.M. Duarte (ed.), La exploración de la biodiversidad marina. Desafíos científicos y tecnológicos. Fundación BBVA, Madrid. <*www.imedea.uib.es/damiajaume/DamiaJaumewebpage_archivos/PDFs/BBVA-espa%C3%B1ol.pdf*>.

John, D.M. 1994. Biodiversity and conservation: An algal perspective. *The Phycologist* 38:3-15.

Jorgensen, E. 1911. Die Ceratien. Eine kurze Monographie der Gattung Ceratium Schrank. Verlag von Dr. Werner Klinkhardt.

Karsten, G. 1907. *Das indische Phytoplankton.* Wissenschaftliche Ergebnisse der deutschen Tiefsee-Expedition auf dem Dampfer Valdivia 1898-1899, 2:221-548.

Kofoid, C.A., y O. Swezy. 1921. The free-living unarmored Dinoflagellata. Memoirs of the University of California, vol. 5, Univ. Calif. Press, Berkeley.

Larsen, J., y O. Moestrup. 1992. Potentially toxic phytoplankton. 2. Genus *Dinophysis* (Dinophyceae). ICES. Identification Leaflets for Plankton, Copenhagen International Council for the Exploration of the Sea, p. 12.

Lee, J.S. 1996. Bioactive components from red tide plankton *Cochlodinium polykrykoides*. *J. Korean Fish. Soc.* 29:165-173.

Licea-Durán, S., J.L. Moreno, H. Santoyo y G. Figueroa. 1995. *Dinoflagelados del Golfo de California.* Universidad Autónoma de Baja California, SEP-FOMES.

Locke, A., D.M. Reid, H.C. van Leeuwen, W.G. Sprules y J.T. Carlton. 1993. Ballast water exchange as a means of controlling dispersal of freshwater organisms by ships. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50:2086-2093.

Lovko, V.J., y K.W. Vogelbein. 2006. Comparative pathogenicity of *Cochlodinium polykrikoides* from the York River, Virginia, USA and the Gulf of California. 12th International Conference on Harmful Algae. Copenhague, 4-8 septiembre, 2006. Program and Abstracts, pp. 226-227.

Matzuoka, K., R. Fujii, M. Hayashi y Z. Wang. 2006. Recent occurrence of toxic *Gymnodinium catenatum* Graham (Gymnodiniales, Dinophyceae) in coastal sediments of West Japan. *Paleontol. Res.* 10:117-125.

Matzuoka, K., M. Iwataki y H. Kawami. 2008. Morphology and taxonomy of chain-forming species of the genus *Cochlodinium* (Dinophyceae). *Harmful Algae* 7:261-270.

Mackenzie, L., y T. Beauchamp. 2002. *Gymnodinium catenatum in New Zeland; A new problem of public health and the shellfish industry*. Cawthron Institute Nelson, Nueva Zelanda.

Margalef, R. 1961. Hidrografía y fitoplancton de un área de la costa meridional de Puerto Rico. *Inv. Pesquera* 18:33-96.

McCarthy, P.H., y L.B. Crowder. 2000. An overlooked scale of global transport: Phytoplankton species richness in ships' ballast water. *Biol. Invasions* 2:321-322.

McMinn, A., G.M. Hallegraeff, P. Thompson, S. Short y H. Heijnis. 1997. Microfossil evidence for the recent introduction of the toxic dinoflagellate *Gymnodinium catenatum* into Tasmania waters. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 161:165-172.

Meave del Castillo, M.E., M.E. Zamudio-Reséndiz, B. Okolodkov y I.H. Salgado-Ugarte. 2003. *Ceratium balechi sp. nov.* (Dinophyceae: Gonyaulacales) from the Mexican Pacific. *Hidrobiológica* 13(1):75-91.

Meave del Castillo, M.E., M.E. Zamudio-Reséndiz y M. Castillo-Rivera. 2012. Riqueza fitoplanctónica de la bahía de Acapulco y zona costera aledaña, Guerrero, México. *Acta Bot. Mex.* 100:405-487.

Morquecho, L., y R. Alonso-Rodríguez. 2008. First record of *Cochlodinium fulvescens* in Mexican Pacific. *Harmful Algae News* 37:5-6.

Nehring, S. 2006. Four arguments why so many alien species settle into stuaries, with special references to the German river Elbe. *Helgol. Mar. Res.* 60:127-134.

Núñez-Basáñez, J.F., y J.M. Paíno Monsalve. 2010. *Gestión integral del agua de los tanques de lastre. Una necesidad medioambiental.* Escuela Técnica Superior de Ingenieros Navales. Universidad Politécnica de Madrid. <*www.ipen.org.br/downloads/XXI/196_NUNEZ_BASANEZ_JOSE_FERNANDO.pdf*>.

Okamura, K. 1916. List of marine algae collected in Caroline Islands and Mariana Islands, 1915. *Bot. Mag. Tokyo* 30:1-14.

Okolodkov, Y.B. 2010. *Ceratium* Schrank (Dinophyceae) of the National Park Sistema Arrecifal Veracruzano, Gulf of Mexico, with a key for identification. *Acta Bot. Mex.* 93:41-101.

Okolodkov, Y.B., y J.D. Dodge. 1996. Biodiversity and biogeography of planktonic dinoflagellates in the Atlantic Ocean. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 202:19-22.

Okolodkov, Y.B., y B.Y. Okolodkov. 2003. *Aquatic non indigenous species unintentionally introduced. Data Base*. Version 1.0. Access CD-ROM. México, Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa.

Okolodkov, Y.B., R. Bastida-Zavala, A.L. Ibáñez, J.W. Chapman, E. Suárez-Morales, F. Pedroche y F. Gutiérrez-Mendieta. 2007. Especies acuáticas no indígenas en México. *Ciencia y Mar* XI(32):29-67.

Onoue, Y., K. Nozawa, K. Kumada, K. Takeda y T. Aramaki. 1985. Toxicity of *Cochlodinium polykrikoides* type ´78 Yatsushiro occurring in Yatsushiro *Sea. Bull. Jap. Soc. Sci. Fish.* 51:147.

Onoue, Y., y K. Nozawa. 1989. Separation of toxins from harmful red tides occurring along the coast of Kagoshima prefecture, en T. Okaichi, D.M. Anderson y T. Nemoto (eds.), *Red tides: Biology, environmental science and toxicology*. Elsevier, Nueva York, pp. 371-374.

Ostenfeld, C.J. 1908. On the immigration of *Biddulphia sinensis* Grev. and its occurrence in the North Sea during 1903-1907. *Medd. Komm. Havunders., Ser. Plankton* I:1-44.

Pavillard, J. 1935. Péridiniens et Diatomées pélagiques recueillis par Alain Gerbault entre les îles Marquises et les îles Galápagos. *Bulletin de l'Institut Océanographique* 669:1-8.

Pedroche, F.F., A.G. Sentíes, E.M. Novelo y M.E. Meave del Castillo. 2009. Algas. Pasado, presente y futuro en México, en J. Ramírez Pulido (coord.), *Cosmos. Enciclopedia de la ciencia de México*. Tomo II. *Ciencias biológicas*. México, Conacyt–UAM-Iztapalapa–Instituto de Ciencia y Tecnología del Distrito Federal, pp. 55-69.

Ramírez, T.J. 2006. Componentes del zooplancton. Universidad Interamericana Recinto de Ponce, Puerto Rico. <*http://cremc.ponce.inter.edu/zooplancton/componentes.htm*>.

Reguera, B. 2002. Establecimiento de un programa de seguimiento de microalgas tóxicas, en E.A. Sar, M.E. Ferrario y B. Reguera (eds.), *Floraciones algales nocivas en el cono Sur Americano.* Instituto Español de Oceanografía, Madrid, pp. 21-54.

Ribeiro, S., A. Amorin, T.J. Andersen, F. Abrantes y M. Ellegaard. 2012. Reconstructing the history of an invasion: The toxic phytoplankton species *Gymnodinium catenatum* in the Northeast Atlantic. *Biol. Invasions* 14:969-985.

Salles Vianna da Silva, J., F. da Costa Fernandes, R.C. Correa Luz de Souza, K.T. Sampaio Lartsen y O.M. Danelon. 2004. Agua de lastro e Bioinvaso. En J. Salles Vianna da Silva y R.C. Correa Luz de Souza. *Agua de lastro e bioinvaso*. Río de Janeiro, Ed. Interciencia, pp. 1-10.

Scheffers, B.R., L.N. Joppa, S.L. Pimm y W.F. Laurance. 2012. What we know and don't know about Earth's missing biodiversity. *Trends Ecol. Evol.* 27(9):501-510.

Smayda, T.J. 1990. Novel and nascence phytoplankton blooms in the sea: Evidence for a global epidemic, en G. Graneli, B. Sundström, J.L. Elder y D.M. Anderson (eds.), *Toxic marine Phytoplankton*. Nueva York, Elsevier, pp. 29-40.

Suárez-Morales, E. 2000. Copépodos, seres ubicuos y poco conocidos. *Biodiversitas* 29:7-11.

Suárez-Morales, E., y R. Gasca. 1998. Updated checklist of the free-living marine Copepoda (Cristacea) of Mexico. *Annales Inst. Biol. Univ. Nac. Autón. Méx. Ser. Zool.* 69(1):105-119.

Suárez-Morales, E, J.A. McLelland y J.W. Reid. 1999. The planktonic copepods of coastal saline ponds of the Cayman Islands with special reference to the occurrence of *Mesocy-*

clops ogummus Onabamiro, an apparently introduced Afro-Asian cyclopoid. *Gulf Res. Rep.* 11:51-56.

Taylor, F.J.R. 1987. Ecology of dinoflagellate: General and marine ecosystems. C.11, en F.J.R. Taylor (ed.), *The biology of dinoflagellates*. Oxford, Blackwell Scientific, pp. 399-501.

Taylor, F.J.R. 1976. *Dinoflagellates from the International Indian Ocean Expedition. A report on material collected by the R. V. "Anton Bruun" 1963-1964*. Bibliotheca Botanica; Heft 132. E. Schweizerbart.

Tett, P., y E.D. Barton. 1995. Why are there about 5 000 species of phytoplankyton in the sea? *J. Plank. Res.* 17:1693-1704.

Vidal, L.A., e Y. Lozano-Duque. 2011. Revisión de los taxones del género *Neoceratium* F. Gómez, D. Moreira et P. López-García (Dynophyceae) y primer registro de *N. dens* en el mar Caribe colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost.* 40(1):143-183.

Vives, F., y A.A. Shmeleva. 2006. Crustácea. Copépodos marinos. I. Calanoida, en Ramos *et al.* (eds.), *Fauna Iberica 29*, Madrid, Museo Nacional de Ciencias Naturales, SCI.

Wickramasinghe, Y.H.S.D. 2012. Investigation of alien marine zoo-plankton in the ballast water of ships visiting Colombo Harbour. Sabaragamuwa University of Sri Lanka. Disponible en <*www.sab.ac./k/app(ars/ep468.pdf)*>.

Williams, R.J., F.B. Griffiths, E.J. Van der Wal, J. Kelly. 1988. Cargo vessel ballast water as a vector for the transport of non-indigenous marine species, estuarine, coastal and shelf. *Science* 26(4):409-420.

Wood, E.F.J. 1954. Dinoflagellates in the Australian region. *Austr. J. Mar. Fresh. Res.* 5(2):171-351.

Wood, A.M., y T. Leatham. 1992. The species concept in phytoplankton ecology. *J. Phycol.* 28:723-729.

Zamudio-Reséndiz, M.E., M.E. Meave del Castillo, S. Licea y R. Luna (en revisión). Riqueza de *Neoceratium* (Dinophyta) y confirmación de la reciente introducción de *N. dens* a costas mexicanas, *Revista Mexicana de Biodiversidad*.

18 ZOOPLANCTON DE AGUA DULCE: ESPECIES EXÓTICAS, POSIBLES VÍAS DE INTRODUCCIÓN

Manuel Elías-Gutiérrez*

* <melias@ecosur.mx>

Elías-Gutiérrez, M. 2014. Zooplancton de agua dulce: especies exóticas, posibles vías de introducción, en R. Mendoza y P. Koleff (coords.), *Especies acuáticas invasoras en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, pp. 309-315.

RESUMEN

Tradicionalmente, los rotíferos, cladóceros y copépodos están considerados como los principales grupos del zooplancton de agua dulce. De estos grupos, se ha detectado *Daphnia lumholtzi* como una especie invasora en el norte de México. Los análisis genéticos indican que es la misma variedad que invadió todo el este de Estados Unidos. Por otra parte, una norma mexicana (NMX-AA-087-1995-SCFI) para ensayos ecotoxicológicos en aguas dulces exige la utilización de otra especie exótica, *Daphnia magna*. Varios laboratorios dedicados a este tipo de análisis mantienen cultivos de esta especie, pero hasta ahora no se ha detectado en entornos naturales. En el caso de los copépodos, cuatro especies exóticas se han detectado: *Thermocyclops crassus*, *Mesocyclops aspericornis*, *M. thermocyclopoides* y *M. pehpeiensis*. El efecto ecológico de todas estas especies en el medio ambiente aún no se conoce. Todas las introducciones han sido accidentales, probablemente debido a las actividades de acuicultura o a los sistemas de refrigeración de motores de embarcaciones recreativas. Se necesita un programa de seguimiento de las principales cuencas de agua dulce en México y un método alternativo para la identificación rápida de las especies encontradas, como el "código de barras", basado en una pequeña secuencia del gen COI en el ADN mitocondrial.

ABSTRACT

Traditionally, Rotifera, Cladocera and Copepoda are considered as the main groups of freshwater zooplankton. From them, Daphnia lumholtzi *has been detected as an invader in northern Mexico. Genetic analyses indicate that it is the same strain that invaded the whole eastern US. Mexican legislation (*NMX-AA-087-1995-SCFI*) for ecotoxicological freshwater assays demands another exotic species,* Daphnia magna*. Several laboratories devoted to these analyses keep cultures of this species, but until now it has not been detected in natural environments. In the case of copepods, four exotic species have been detected:* Thermocyclops crassus, Mesocyclops aspericornis, M. thermocyclopoides *and* M. pehpeiensis*. The ecological effect of these species in the environment is unknown. All introductions have been accidental, probably due to aquaculture or through the cooling systems of engines in recreational boats. A monitoring program of the main freshwater basins in Mexico is needed. An alternative method for rapid identification of the species could be the barcoding, based on a small sequence of the* COI *gene from the mitochondrial DNA.*

INTRODUCCIÓN

De manera tradicional, en el zooplancton epicontinental se incluyen tres grupos: cladóceros, copépodos y rotíferos; sin embargo, es importante aclarar que existen muchos más que forman parte de esta comunidad, como los protozoos y otros taxones de crustáceos como los ostrácodos, algunos anfípodos y otros grupos como los ácaros, por ejemplo.

Las evidencias ecológicas y taxonómicas para definir la presencia de formas introducidas a la fauna del zooplancton epicontinental en México varían al considerar cada uno de estos tres grupos. Actualmente se considera que la mayor parte de las especies de rotíferos tienen una distribución muy amplia y sólo unas pocas especies presentan ámbitos limitados; sin embargo, conforme se avanza en su conocimiento y se utilizan herramientas de análisis más detalladas, se ha encontrado que aparentemente el número de especies con distribuciones restringidas es mayor (García-Morales y Elías-Gutiérrez, 2013). A pesar de lo anterior, resulta difícil establecer si ha habido introducciones de rotíferos en México. Recientemente García-Morales y Elías-Gutiérrez (*op. cit.*) demostraron la posible introducción en México de la variedad “almenara” de *Brachionus plicatilis*, muy similar a una cepa detectada en algunas partes de Estados Unidos y originalmente descrita en España. Esto fue posible gracias a un análisis molecular basado en el gen mitocondrial que codifica para la enzima citocromo oxidasa I (COI) y que actualmente se conoce coloquialmente como código de barras de la vida (Hebert *et al*., 2003).

En el caso de los otros dos grupos, existen datos que permiten confirmar la presencia de algunas especies exóticas o invasoras, pues se ha visto que la mayor parte de las especies dulceacuícolas tienen distribuciones limitadas (Elías-Gutiérrez *et al*., 2008a; Jeffery *et al*., 2011). En concordancia con lo anterior es posible sugerir que la detección de este tipo de especies pudo haber sido tardía, porque hasta 1982 se pensaba que la distribución de los cladóceros era cosmopolita, luego se demostró que algunos taxa eran diferentes en el viejo y nuevo continentes (Frey, 1980; 1982b), lo que llevó a cuestionar esta creencia (Frey 1982a; 1986). Algo similar ocurrió en el caso de los copépodos, hasta que estándares taxonómicos más estrictos permitieron el reconocimiento de especies morfológicamente cercanas, sobre todo en el caso de ciclopoideos (Reid y Suárez-Morales, 1999). En el caso de los calanoideos siempre se ha reconocido que su distribución es más restringida; sin embargo, hoy se sabe que incluso en especies bien reconocidas, como *Mastigodiaptomus albuquerquensis*, existen posibles complejos de especies crípticas en México y por lo tanto su distribución real podría ser aún más restringida (Elías-Gutiérrez *et al*., 2008a), lo que llevaría el problema de introducción de especies exóticas incluso a cuencas diferentes en el territorio nacional.

POSIBLES VÍAS DE INTRODUCCIÓN

Hasta 2008 no se conocían registros de especies exóticas de cladóceros en México. En ese año se detectó y confirmó la presencia de *Daphnia lumholtzi* en Sonora (Elías-Gutiérrez *et al*., 2008a). Esta especie se distribuye originalmente en África, el sureste asiático y Australia. Aparentemente fue introducida en 1983 al lago Fairfield (Texas), junto con la perca del Nilo (Havel y Hebert, 1993), aunque hay algunos que argumentan que fue en el lago Texoma (también en Texas) donde primero se detectó (Acharya *et al*., 2006). A partir de ahí se ha dispersado por todo el este de Estados Unidos hasta llegar a los Grandes Lagos (Muzinic, 2000). El registro previo más cercano a México fue en Las Cruces (Nuevo México), a 200 m del río Bravo, a unos 70 km al norte de Ciudad Juárez (Kotov, com. pers. en 2006). Es muy probable que la principal vía de dispersión sea el sistema de enfriamiento de los motores de lanchas recreativas al que se adhieren los efipios, y no causas naturales como podrían ser el viento o la zoocoria por las aves migratorias, pues esta vía ya se confirmó previamente en Estados Unidos (Dzialowski *et al*., 2000). Por otro lado, al parecer la producción de efipios de *D. lumholtzi* es mucho mayor que la de las especies nativas, lo que adicionalmente facilitaría su dispersión (Acharya *et al*., 2006).

Hasta el momento no se ha evaluado un impacto negativo de esta especie en Estados Unidos, pues al parecer ocupa nichos vacantes (Havens *et al*., 2000; Kolar y Wahl, 1998). Sin embargo, se ha detectado que los alevines de ciertas especies de peces evitan ingerirla, pues las espinas largas de *D. lumholtzi* les causan molestias en el momento de deglutirla (Lienesch y Gophen, 2001; Kolar y Wahl, 1998). También es posible que tenga un efecto indirecto en el desplazamiento de las especies nativas de cladóceros, siendo reemplazadas por copépodos (Kolar *et al*., 1997). En México, dos años después

del primer registro se ha encontrado a más de 1 000 km al sur de donde fue detectada por primera vez (Silva-Briano *et al.*, 2010), lo que sugiere una rápida invasión de los sistemas del noroeste del país, con un potencial de penetrar rápidamente mucho más al sur.

Cabe señalar que, mediante la señal filogeográfica que da el COI, se ha podido concluir que la cepa encontrada en México es idéntica a las registradas en Estados Unidos, que a su vez son de origen africano (Elías-Gutiérrez *et al.*, 2008a), y por lo tanto diferentes de la que se encuentra en Australia.

Otro cladócero de interés es *Daphnia magna*, posiblemente uno de los cladóceros más estudiados por su potencial para ser utilizado en estudios toxicológicos (Martínez-Jerónimo, 1995). En México hay una norma oficial para trabajar con esta especie (NMX-AA-087-1995-SCFI), la cual desafortunadamente es una copia de la norma desarrollada por la EPA (Agencia de Protección del Medio Ambiente) de Estados Unidos y más bien corresponde a tóxicos liberados en aguas templadas, no a sistemas tropicales o subtropicales, como es el caso de nuestro país. Este cladócero podría considerarse como otra forma exótica en México, pero limitada a los laboratorios de experimentación, pues hasta el momento no se ha registrado en ambientes naturales (Elías-Gutiérrez *et al.*, 2008b). Su distribución es básicamente holártica en todos los continentes y sólo se encuentra más al sur en el continente africano (Benzie, 2005). En Norteamérica se encuentra en la mitad occidental y aunque Brooks (1959) especuló sobre su presencia muy al norte de México, en Sonora y Baja California, hasta el momento no existe ningún registro confirmado (Elías-Gutiérrez *et al.*, 2008b).

La introducción y dispersión antropogénica de *Daphnia magna* se ha dado en laboratorios dedicados a estudios ecotoxicológicos de todo el mundo. Por ejemplo, existe un registro en la ciudad de Lima (Perú), en estanques cercanos a la universidad, pese a que esta especie no existe de manera natural en Sudamérica (Elías-Gutiérrez, obs. pers.). Hasta el momento no se ha evaluado el potencial invasor o las repercusiones del establecimiento de *D. magna* en los sitios donde ha sido introducida.

En el caso de especies exóticas introducidas a Sudamérica, al parecer la tendencia es a emigrar al sur en vez de al norte; al menos esto es lo que indican los informes sobre los hallazgos de *Moina macrocopa macrocopa*, que fue primeramente encontrada en Perú (Valdivia Villar, 1988), después en Bolivia (Elías-Gutiérrez y Zamuriano-Claros, 1994) y finalmente en Argentina (Paggi, 1997). Lo mismo ha ocurrido con *Daphnia lumholtzi*, que se detectó primero en São Paulo (Zanata *et al.*, 2003) y posteriormente en una zona de inundación del río Paraná (Simoes *et al.*, 2009). Debido a que los hallazgos de esta especie sólo se han identificado morfológicamente, no sabemos si se trata de los mismos haplotipos encontrados en México y Estados Unidos (y en consecuencia en África) o si se trata de la cepa australiana.

Respecto a los copépodos, recientemente se ha confirmado la presencia de cuatro especies exóticas en México (Suárez-Morales *et al.*, 2011a), la mayor parte de ellas en el sureste. Todas estas especies pertenecen a la subfamilia Cyclopinae, el grupo de copépodos más diversificado en las aguas continentales.

El primer copépodo exótico que se registró en México es *Thermocyclops crassus*, en el estado de Tabasco (Gutiérrez-Aguirre y Suárez-Morales, 2000). Esta especie es muy común en Eurasia y África, y ya se había registrado previamente en Centro y Sudamérica, e incluso en Estados Unidos (Collado *et al.*, 1984; Reid 1989; Reid y Pinto-Coelho, 1994). Aparentemente, su introducción al continente americano está relacionada con el agua de lastre (Reid y Pinto-Coelho, 1994), pues se trata de una especie eurihalina. Su presencia en México podría estar relacionada con actividades de acuicultura (Gutiérrez-Aguirre y Suárez-Morales, 2000), pero no hay datos concretos que permitan confirmar esta aseveración.

Pese a que *T. crassus* se ha encontrado prácticamente en todo el continente americano, se le ha prestado muy poca atención en comparación con otras especies del zooplancton dulceacuícola, como es el caso de *Daphnia lumholtzi,* posiblemente por la dificultad que representa su identificación taxonómica. Por esta razón se desconocen las repercusiones ecológicas que pudiera tener la presencia de estos copépodos en México o en otras regiones.

El registro más reciente de un copépodo exótico en el sureste es *Mesocyclops aspericornis,* que fue detectado en Veracruz (Suárez-Morales *et al.*, 2011a); sin embargo, se había encontrado desde el norte hasta el centro del país previamente (Gutiérrez-Aguirre *et al.*, 2003; Elías-Gutiérrez *et al.*, 2008b). Esta especie es de origen afroasiático y posiblemente representa un complejo, pues se reconocen dos formas principales en el viejo continente (Holynska *et al.*, 2003). Los análisis modernos de taxonomía integrativa, que abarcan al menos datos moleculares y morfológicos, han demos-

trado que las formas o variedades de rotíferos a copépodos en realidad representan complejos de especies crípticas (Elías-Gutiérrez *et al.*, 2008a; García-Morales y Elías-Gutiérrez, 2012) e incluso han permitido reestablecer especies que previamente fueron sinonimizadas (Montiel-Martínez *et al.*, 2008). *M. aspericornis* ya se ha registrado previamente en el norte de Sudamérica y el Caribe (Reid y Saunders, 1986); sin embargo, no es posible establecer en la actualidad si estas invasiones fueron a partir de una dispersión o de introducciones independientes, pues se desconoce la forma en que estos organismos han llegado a las localidades donde se han detectado, pero al igual que con *T. crassus* se especula que las invasiones han sido independientes y debido a actividades de acuicultura (Suárez-Morales *et al.*, 2011a). Es importante notar que se ha demostrado que *M. aspericornis* es un hospedero intermediario del parásito *Gnathostoma spinigerum*, parásito del hombre (Janwan *et al.*, 2011).

Las otras dos especies de copépodos introducidos pertenecen al género *Mesocyclops* y también son de origen afroasiático. La primera especie es *M. thermocyclopoides*, propia de Asia oriental (Holynska, 2000) y registrada en Tabasco y Honduras por Gutiérrez-Aguirre *et al.* (2003). Recientemente se ha registrado en Costa Rica (Suárez-Morales *et al.*, 2011b) y, a partir de un análisis de variabilidad morfológica, Suárez-Morales *et al.* (*op. cit.*) concluyeron que posiblemente se trate de un complejo de especies, con lo cual se pondría en duda su posible introducción, pero no encontraron un patrón consistente. Esta especie se ha asociado a ambientes perturbados como estanques de cultivo y cuerpos de agua agrícolas y ganaderos; su presencia en Tabasco bien pudiera ser resultado de las actividades acuiculturales, pero como ya se mencionó, es necesario realizar una revisión taxonómica detallada de esta especie. La segunda especie fue *M. pehpeiensis*, otra especie asiática, registrada en el sur de Chiapas (Suarez-Morales *et al.*, 2005). El hallazgo de *M. pehpeiensis* en este estado es el primer registro de esta especie en la zona americana del Pacífico. Se atribuye su presencia en la zona a la actividad acuicultural relacionada con el langostino (*Macrobrachium rosenbergii*) en cultivos procedentes de Malasia. Recientemente también se ha encontrado esta especie en Cuba (Díaz *et al.*, 2006).

Otras especies afroasiáticas de *Mesocyclops* como *M. ogunnus*, encontrada en Brasil e islas Caimán (Suárez-Morales *et al.*, 1999), podrían encontrarse también en México y América Central. Finalmente, es importante señalar que se desconocen los mecanismos de dispersión que tuvieron estas especies, su potencial invasivo y efectos en las comunidades originales.

ALTERNATIVAS PARA SU DETECCIÓN

Es recomendable continuar con el monitoreo de la diversidad del zooplancton en México, pues la mayor parte de los estudios en este sentido se han realizado de 1995 a la fecha y quedan enormes regiones por ser estudiadas (Elías-Gutiérrez *et al.*, 2001; Elías-Gutiérrez *et al.*, 2008b). También es fundamental monitorear las especies que se han considerado invasoras en Estados Unidos a fin de detectar y establecer, en su caso, programas de control (*v. g.*, inspección o vertido al mar de aguas de lastre) que eviten su introducción en México.

Desafortunadamente el número de especialistas en nuestro país en relación con el tema de taxonomía y diversidad del zooplancton dulceacuícola es muy pequeño. Entre los pocos investigadores dedicados a este tema se encuentran Marcelo Silva Briano, quien trabaja en la actualidad en la Universidad de Aguascalientes; Eduardo Suárez Morales y Manuel Elías Gutiérrez, en El Colegio de la Frontera Sur, y Martha Gutiérrez-Aguirre, en la Universidad de Quintana Roo.

Una opción interesante es la base de datos que se está creando con el gen mitocondrial de la citocromo oxidasa I (COI o CO1), pues permite identificar al nivel de especie cualquier integrante del zooplancton con una certeza de 95% o mayor (Elías-Gutiérrez *et al.*, 2008a). Utilizar este gen y amplificar pequeñas secuencias de 100 pares de bases con métodos rápidos (Hajibabaei *et al.*, 2006), o utilizar los métodos de segunda generación como la pirosecuenciación o secuenciación en paralelo (Ficetola *et al.*, 2008), combinada con lo que se ha denominado códigos de barras medioambientales (Bucklin *et al.*, 2010), permitirá un monitoreo permanente y efectivo para la detección de especies exóticas; sin embargo es indispensable tener la base de datos completa antes de poder realizar este tipo de aplicaciones (Valdez-Moreno *et al.*, 2012), por lo que se requiere continuar la documentación precisa de la biodiversidad de México, fomentar el crecimiento de bases de datos como la de BOLD (*www.boldsystems.org*) y mantener *vouchers* depositados y correctamente referenciados en estas bases de datos para cualquier corroboración futura.

REFERENCIAS

Acharya, K., J.D. Jack y A.S. Smith. 2006. Stoichiometry of *Daphnia lumholtzi* and their invasion success: Are they linked? *Arch. Hydrobiol.* **165**:433-453.

Benzie, J.A.H. 2005. Cladocera: The genus *Daphnia* (including *Daphniosis*). Kenobi Productions & Backhuys Publishers, Ghent, Leiden.

Brooks, J.L. 1959. Cladocera, en W.T. Edmonson (ed.), *Fresh water biology.* John Wiley, Nueva York.

Bucklin, A., R.R. Hopcroft, K.N. Kosobokova, L.M. Nigro, B.D. Ortman, R.M. Jennings y C.J. Sweetman. 2010. DNA barcoding of Arctic Ocean holozooplankton for species identification and recognition. *Deep-Sea Res. (2 Top. Stud. Oceanogr.)* **57**:40-48.

Collado, C.C., D. Defaye y C.H. Fernando. 1984. The freshwater copepoda (Crustacea) of Costa Rica with notes on some species. *Hydrobiologia* **119**:89-99.

Díaz, Z.M., J.W. Reid, I.C. Guerra y I.V. Ramos. 2006. A new record of *Mesocyclops pehpeiensis* Hu, 1943 (Copepoda: Cyclopoida) for Cuba. *J. Vector Ecol.* **31**:193-195.

Dzialowski, A.R., W.J. O'Brien y S.M. Swaffar. 2000. Range expansion and potential dispersal mechanisms of the exotic cladoceran *Daphnia lumholtzi*. *J. Plankton Res.* **22**:2205-2223.

Elías-Gutiérrez, M., E. Suárez-Morales, M. Gutiérrez-Aguirre, M. Silva-Briano, J.G. Granados-Ramírez y T. Garfias-Espejo. 2008b. *Guía ilustrada de los microcrustáceos (Cladocera y Copepoda) de las aguas continentales de México*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.

Elías-Gutiérrez, M., E. Suárez-Morales y S.S.S. Sarma. 2001. Diversity of the freshwater zooplankton in the Neotropics: The case of Mexico. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung der Limnologie* **27**:4027-4031.

Elías-Gutiérrez, M., F. Martínez-Jerónimo, N.V. Ivanova y M. Valdez-Moreno. 2008a. DNA barcodes for Cladocera and Copepoda from Mexico and Guatemala, highlights and new discoveries. *Zootaxa* **1849**:1-42.

Elías-Gutiérrez, M., y R. Zamuriano-Claros. 1994. Primer registro de *Moina macrocopa* (Daphniiformes: Moinidae) en Bolivia. *Rev. Biol. Trop.* **42**:385.

Ficetola, G.F., C. Miaud, F. Pompanon y P. Taberlet. 2008. Species detection using environmental DNA from water samples. *Biol. Lett.* **4**:423-425.

Frey, D.G. 1980. On the plurality of *Chydorus sphaericus* (O.F. Müller) (Cladocera, Chydoridae), and designation of a neotype from Sjaelso, Denmark. *Hydrobiologia* **69**:83-123.

Frey, D.G. 1982a. Questions concerning cosmopolitanism in Cladocera. *Arch. Hydrobiol.* **93**:484-502.

Frey, D.G. 1982b. The reticulated species of *Chydorus* (Cladocera, Chydoridae): Two new species with suggestions of convergence. *Hydrobiologia* **93**(3):255-279.

Frey, D.G. 1986. The non-cosmopolitanism of chydorid cladocera: implications for biogeography and evolution, en R.H. Gore y K.L. Heck (eds.), *Crustacean biogeography*. Bolkema, Róterdam, pp. 237-256.

García-Morales, A.E., y M. Elías-Gutiérrez. 2013. DNA barcoding freshwater Rotifera of Mexico: Evidence of cryptic speciation in common rotifers, *Molecular Ecology Resources*. Doi: 10.1111/1755-0998-12080.

Gutiérrez-Aguirre, M., y E. Suárez-Morales. 2000. The Eurasian *Thermocyclops crassus* (Fischer, 1853) (Copepoda: Cyclopoida) found in southeastern Mexico. *Crustaceana* **73**:705-713.

Gutiérrez-Aguirre, M.A., J.W. Reid y E. Suárez-Morales. 2003. An Afro-Asian species of *Mesocyclops* (Copepoda: Cyclopoida) in Central America and Mexico. *J. Crust. Biol.* **23**:352-363.

Hajibabaei, M., M.A. Smith, D.H. Janzen, J.J. Rodríguez, J.B. Whitfield y P.D.N. Hebert. 2006. A minimalist barcode can identify a specimen whose DNA is degraded. *Molecular Ecology Notes* **6**:959-964.

Havel, J.E., y P.D.N. Hebert. 1993. *Daphnia lumholtzi* in North America: Another exotic zooplankter. *Limnol. Oceanogr.* **38**:1823-1827.

Havens, K.E., T.L. East, J. Marcus, P. Essex, B. Bolan, S. Raymond y J.R. Beaver. 2000. Dynamics of the exotic *Daphnia lumholtzii* and native macro-zooplankton in a subtropical chain-of-lakes in Florida, USA. *Freshwater Biol.* **45**:21-32.

Hebert, P.D.N., A. Cywinska, S.L. Ball y J.R. DeWaard. 2003. Biological identifications through DNA barcodes. *P. Roy. Soc. Lond. B Bio.* **270**:313-321.

Holynska, M. 2000. Revision of the Australasian species of the genus Mesocyclops Sars, 1914 (Copepoda: Cyclopidae). *Annales Zoologici* (Varsovia) **50**(3):363-447.

Holynska, M., J.W. Reid y H. Ueda. 2003. Genus *Mesocyclops* Sars, 1914 en H. Ueda y J.W. Reid (eds.), *Copepoda: Cyclopoida genera* Mesocyclops *and* Thermocyclops. Backhuys, Ámsterdam.

Janwan, P., P.M. Intapan, O. Sanpool, L. Sadaow, T. Thanchomnang y W. Maleewong. 2011. Growth and development of *Gnathostoma spinigerum* (Nematoda: Gnathostomatidae) larvae in *Mesocyclops aspericornis* (Cyclopoida: Cyclopidae). *Parasites & Vectors* **4**:93.

Jeffery, N.W., M. Elías-Gutiérrez y S.J. Adamowicz. 2011. Species diversity and phylogeographical affinities of the Branchiopoda (Crustacea) of Churchill, Manitoba, Canada. *Plos One*. Doi:10.1371/journal.pone.0018364.

Kolar, C.S., y D.H. Wahl.1998. Daphnid morphology deters fish predators. *Oecologia* **116**:556-564.

Kolar, C.S., J.C. Boase, D.F. Clapp y D.H. Wahl. 1997. Potential effect of invasion by an exotic zooplankter, *Daphnia lumholtzi*. *J. Freshwat. Biol.* **12**:521-530.

Lienesch, P.W., y M. Gophen. 2001. Predation by inland silversides on an exotic cladoceran, *Daphnia lumholtzi*, in Lake Texoma, USA. *J. Fish Biol.* **59**:1249-1257.

Martínez-Jerónimo, F. 1995. Autoecología experimental de *Daphnia magna* (Crustacea: Cladocera) y su aplicación en estudios de toxicología acuática. Tesis Instituto Politécnico Nacional, Escuela Nacional de Ciencias Biológicas.

Montiel-Martínez, A., J. Ciros-Pérez, E. Ortega-Mayagoitia y M. Elías-Gutiérrez. 2008. Morphological, ecological, reproductive and molecular evidence for *Leptodiaptomus garciai* (Osorio-Tafall 1942) as a valid endemic species. *J. Plankton Res.* **30**:1079-1093.

Muzinic, C.J. 2000. First record of *Daphnia lumholtzi* sars in the Great Lakes. *J. Great Lakes Res.* **26**:352-354.

Paggi, J.C. 1997. *Moina macrocopa* (Straus, 1820) (Branchiopo-

da, Anomopoda) in South America: Another case of species introduction?. *Crustaceana* **70**:886-893.

Reid, J.W. 1989. The distribution of species of the genus *Thermocyclops* (Copepoda,Cyclopoida) in the western hemisphere, with description of *T. parvus*, new species. *Hydrobiologia* **175**:149-174.

Reid, J.W., y E. Suárez-Morales. 1999. A new neotropical species of *Acanthocyclops* (Copepoda: Cyclopoida: Cyclopidae). *Beaufortia* **49**:37-45.

Reid, J.W., y J.F. Saunders. 1986. The distribution of *Mesocyclops aspericornis* (Von Daday) in South America. *J. Crust. Biol.* **6**:820-824.

Reid, J.W., y R.M. Pinto-Coelho. 1994. An Afro-Asian continental copepod, *Mesocyclops ogunnus*, found in Brazil, with a new key to the species of *Mesocyclops* in South America and a review of intercontinental introductions of copepods. *Limnologica* **24**:359-368.

Silva-Briano, M., G. Arroyo-Bustos, R. Beltrán-Álvarez, A. Adabache-Ortiz y R. Galván-de la Rosa. 2010. *Daphnia Ctenodaphnia lumholtzi* G.O. Sars, 1885 (Crustacea: Cladocera); un cladócero exótico en México. *Hidrobiologica* **20**:275-280.

Simoes, N.R., B.A. Robertson, F.A. Lansac-Toha, E.M. Takahashi, C.C. Bonecker, L.F.M. Velho y C.Y. Joko. 2009. Exotic species of zooplankton in the Upper Parana River floodplain, *Daphnia lumholtzi* sars, 1885 (Crustacea: Branchiopoda). *Braz. J. Biol.* **69**:551-558.

Suárez-Morales, E., J. McLelland y J.W. Reid. 1999. The planktonic copepods of coastal saline ponds of the Cayman islands with special reference to the occurrence of *Mesocyclops ogunnus* onabamiro, an apparently introduced afro-asian cyclopoid. *Gulf Res. Rep.* **11**:51-55.

Suárez-Morales, E., M.A. Gutiérrez-Aguirre y F. Mendoza. 2011a. The Afro-Asian cyclopoid *Mesocyclops aspericornis* (Crustacea: Copepoda) in eastern Mexico with comments on the distribution of exotic copepods. *Rev. Mex. Biodivers.* **82**:109-115.

Suárez-Morales, E., M.A. Gutiérrez-Aguirre, J.L. Torres y F. Hernández. 2005. The Asian *Mesocyclops pehpeiensis* Hu, 1943 (Copepoda, Cyclopidae) in Southeast Mexico with comments on the distribution of the species. *Zoosystema* **27**:245-256.

Suárez-Morales, E., N.F. Mercado-Salas y A. Morales-Ramírez. 2011b. Morphological variability and distribution of the exotic Asian *Mesocyclops thermocyclopoides* (Copepoda: Cyclopoida) in the Neotropical region. *Zoologia* **28**:673-679.

Valdez-Moreno, M., C. Quintal-Lizama, R. Gómez-Lozano y M.C. García-Rivas. 2012. Monitoring an alien invasion: DNA barcoding and the identification of lionfish and their prey on coral reefs of the Mexican Caribbean. *Plos One* **7**:e36636.

Valdivia Villar, R.S. 1988. Lista de cladóceros dulceacuícolas del Perú. *Amazoniana* **10**:283-297.

Zanata, L.H., E.L.G. Espíndola, O. Rocha y R.H.G. Pereira. 2003. First record of *Daphnia lumholtzi* (SARS, 1885), exotic cladoceran, in São Paulo state (Brazil). *Braz. J. Biol.* **63**:717-720.

19 INVERTEBRADOS BÉNTICOS EXÓTICOS: ESPONJAS, POLIQUETOS Y ASCIDIAS

Rolando Bastida-Zavala,* Jesús Ángel de León-González,
José Luis Carballo Cenizo, Betzabé Moreno-Dávila

* Autor para recibir correspondencia: <rolando_bastida@yahoo.com.mx>

Bastida-Zavala, R., J.Á. de León-González, J.L. Carballo y B. Moreno-Dávila. 2014. Invertebrados bénticos exóticos: esponjas, poliquetos y ascidias, en R. Mendoza y P. Koleff (coords.), *Especies acuáticas invasoras en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, pp. 317-336.

RESUMEN

En esta contribución incluimos 32 especies de invertebrados exóticos, marinos y costeros, para las costas de México, todas ellas bentónicas, es decir, que viven en el fondo marino en su etapa adulta. Doce de ellas corresponden a esponjas, nueve a poliquetos y 11 a ascidias. Adicionalmente, nueve especies de poliquetos y cuatro de ascidias son consideradas como potenciales especies exóticas para México.

ABSTRACT

In this contribution we include 32 species of exotic marine and coastal invertebrates, for Mexican coasts, these are all benthic species, i.e. living on the marine floor as adults. Twelve of them are sponges, nine polychaetes, and 11 ascidians. Additionally, nine species of polychaetes and four species of ascidians are considered potential alien species for Mexico.

ESPONJAS

Las esponjas que conforman el *Phylum* Porifera son los organismos acuáticos multicelulares más primitivos y simples que se conocen. Además, constituyen uno de los grupos bentónicos dominantes en los ecosistemas rocosos, donde cumplen funciones muy importantes (Bell, 2008). Su capacidad de dispersión está limitada por la duración tan corta de su fase larvaria, que en la mayoría de los casos conocidos abarca desde dos minutos hasta dos semanas (Maldonado, 2006). Sin embargo, a pesar de esta limitada capacidad de dispersión, algunas especies de esponjas aparentan tener distribuciones muy amplias, lo cual se ha atribuido a una dispersión inducida por el hombre (Coles *et al*., 1999; van Soest *et al*., 2007; Ávila y Carballo, 2009; Henkel y Janussen, 2011). En el Pacífico mexicano existen 12 especies de esponjas que se podrían considerar exóticas (cuadro 1), todas ellas encontradas en el sublitoral (1 a 20 m de profundidad):

Chalinidae

Chalinula nematifera fue descrita de arrecifes de las Islas Marshall en el Pacífico central (de Laubenfels, 1954). Se encuentra muy frecuentemente asociada a corales del género *Pocillopora*. Los estudios que se han realizado hasta el momento concluyen que no está afectando a las comunidades coralinas donde se ha asentado (Ávila y Carballo, 2009). Se ha encontrado en el arrecife de Cabo Pulmo, Baja California Sur, sobre coral vivo (Cruz-Barraza y Carballo, 2008), y en la Isla Isabel, Nayarit (Ávila y Carballo, 2009).

Haliclona (*Haliclona*) *turquoisia* (de Laubenfels, 1954) fue descrita originalmente de la isla Palao del Pacífico central (de Laubenfels, 1954) y es una de las especies más comunes en las marinas y esteros del Pacífico mexicano (Carballo *et al.*, 2008b). Se ha citado en Agua de Yépiz y Piedra Colorada, San Juan de la Costa, Baja California Sur (Ávila *et al.*, 2010); en Los Arcos, Jalisco; en isla Venados, Cerritos y marina El Cid, Mazatlán,

Cuadro 1. **Especies exóticas y exóticas invasoras acuáticas de México: esponjas, poliquetos y ascidias** [*continúa*]

Phylum	*Clase*	*Familia*	*Nombre científico*	*Estatus de invasión*	*Vector*
Porifera	Demospongiae	Suberitidae	*Suberites aurantiaca*	E	I, A, PA
		Darwinellidae	*Chelonaplysilla violacea*	EI	I, A, PA
		Clionaidae	*Cliona amplicavata*	E	I, A, PA
			Cliona euryphylla	EI	I, A, PA
			Cliona flavifodina	E	I, A, PA
		Halichondriidae	*Halichondria panicea*	EI	I, A, PA
		Chalinidae	*Chalinula nematifera*	E	I, A, PA
			Haliclona turquoisia	EI	I, A, PA
			Haliclona tubifera	E	I, A, PA
			Haliclona caerulea	EI	I, A, PA
		Microcionidae	*Lissodendoryx schmidti*	EI	I, A, PA
		Mycalidae	*Mycale magnirhaphidifera*	EI	I, A, PA
Annelida	Polychaeta	Nereididae	*Alitta succinea*	E	I
		Syllidae	*Exogone breviantennata*	P	D
		Capitellidae	complejo *Capitella capitata*	P	I, L
		Spionidae	*Polydora websteri*	EI	I, A
			Pseudopolydora kempi	P	I, A
			Pseudopolydora paucibranchiata	P	I, A
		Sabellidae	*Branchiomma bairdi*	EI	I, L
			Branchiomma curtum	EI	I, L
			Manayunkia speciosa	P	A, Ac
			Terebrasabella heterouncinata	P	A
			Sabella spallanzani	P	I, L

Cuadro 1. [*concluye*]

Phylum	*Clase*	*Familia*	*Nombre científico (subgénero)*	*Estatus de invasión*	*Vector*
		Serpulidae	*Ficopomatus enigmaticus*	P	I, L, A
			Ficopomatus miamiensis	EI	A
			Ficopomatus uschakovi	EI	D
			Hydroides dianthus	P	I, L
			Hydroides diramphus	C	I, L
			Hydroides elegans	C	I, L
			Hydroides sanctaecrucis	E	I, L
Chordata	Ascidiacea	Ascidiidae	*Ascidia zara*	E	I, A
		Cionidae	*Ciona intestinalis*	P	I
			Ciona savignyi	P	I
		Didemnidae	*Lissoclinum fragile*	E	I
		Polyclinidae	*Polyclinum constellatum*	E	I
		Pyuridae	*Microcosmus squamiger*	E	I, A
		Styelidae	*Botrylloides perspicus*	E	I, A
			Botrylloides violaceus	E	I, A
			Botryllus schlosseri	E	I, A
			Polyandrocarpa zorritensis	E	I, A
			Styela canopus	E	I
			Styela clava	E	I, A
			Styela plicata	P	I
			Symplegma brakenhielmi	P	I
			Symplegma reptans	E	I, A

Estatus: E = exótica; EI = exótica invasora; C = criptogénica; P = potencial.
Vector: I = incrustante (*fouling*), L = agua de lastre, A = acuicultura, Ac = acuarismo, Pa = pesca de arrastre; D = desconocido.

Sinaloa; en el estero El Zacate, Topolobampo, Sinaloa, y en Puente de la Ventana y La Boquita, Manzanillo, Colima (Gómez *et al.*, 2002).

Haliclona (*Reniera*) *tubifera* fue originalmente descrita del Caribe donde es una de las más comunes (de Weerdt, 2000). Se le ha encontrado en la isla Venados, Sinaloa (Carballo *et al.*, 2008b), y en el Parque de la Reina, Acapulco, Guerrero (datos no publicados).

Haliclona (*Soestella*) *caerulea* es una de las especies más comunes en la región del Gran Caribe (de Weerdt, 2000). Se ha registrado sobre ramas de corales en el lado del Pacífico de Panamá (Wulff, 1996). Es considerada como una especie invasora en Hawái (DeFelice *et al.*, 2001) y en Palmyra (Knapp *et al.*, 2011); además es una de las especies más abundantes en la comunidad del macrobentos de la bahía de Mazatlán (Carballo *et al.*, 2008b). Se le ha encontrado en Agua de Yépiz y Piedra Colorada (Ávila *et al.*, 2010); islas Lobos y Venados, Sinaloa (Carballo y Ávila, 2004; Cruz-Barraza y Carballo, 2008); Punta de Mita, Jalisco; Punta Santiago, Manzanillo; Parque de la Reina, Guerrero, y La Entrega, Huatulco, Oaxaca (Cruz-Barraza y Carballo, 2008).

Clionaidae

Cliona amplicavata fue descrita originalmente del Caribe (Rützler, 1974) y posteriormente citada en el Mediterráneo (Rossell y Uriz, 2002) y en el Pacífico mexicano (Carballo *et al.*, 2008a). Se ha encontrado en la ensenada de Bacochibampo, Sonora; estero El Zacate, Los Mochis, Sinaloa; bahía de Ohuira, Topolobampo, Sinaloa; Antiguo Corral del Risco, Punta de Mita, Nayarit, e isla Isabel, Nayarit (Carballo *et al.*, 2004a).

Cliona euryphylla fue descrita de Campeche (Topsent, 1887). Actualmente es una de las especies excavadoras con más amplia distribución en el Pacífico mexicano (Carballo *et al.*, 2008a). Ha sido citada en las

islas Pájaros y Hermano Norte, Mazatlán, Sinaloa; Los Arcos y Conchas Chinas, Puerto Vallarta, Jalisco; Tecuchitán, bahía de Banderas, Jalisco, e isla Isabel, Nayarit (Carballo *et al.*, 2004a).

Cliona flavifodina fue descrita originalmente del Caribe (Rützler, 1974). Es una especie común en corales del Pacífico mexicano (Carballo *et al.*, 2008a). Se ha citado en las islas Lobos y Pájaros, Sinaloa; islas Marietas, Jalisco; isla Isabel, Nayarit (Carballo *et al.*, 2004a), e isla Socorro, Colima (Carballo *et al.*, 2008a).

Darwinellidae

Chelonaplysilla violacea fue descrita originalmente de Australia y es una especie relativamente común en el Pacífico mexicano (Gómez *et al.*, 2002; Carballo *et al.*, 2008b). Se ha citado en la ensenada de Bacochibampo, Guaymas, Sonora, en isla Isabel, Nayarit, y en Puente de la Ventana, Manzanillo, Colima (Gómez *et al.*, 2002); isla Lobos, Sinaloa (Gómez *et al.*, 2002; Carballo *et al.*, 2008a), en las islas Marías, Nayarit, y en isla Socorro (datos no publicados).

Halichondriidae

Halichondria (Halichondria) panicea fue descrita originalmente del Mediterráneo. Se ha citado de Alaska (Erpenbeck *et al.*, 2004) a bahía de Santa Bárbara, California (Lee *et al.*, 2007). En México se ha registrado para isla Venados, Sinaloa (Carballo *et al.*, 2008b); estero de Urías, Sinaloa, y estero El Salado, Jalisco (datos no publicados). Es común en esteros y marinas.

Microcionidae

Lissodendoryx (*Waldoschmittia*) *schmidti* fue descrita originalmente del Indo-Pacífico como *Crella schmidti*. Posteriormente se ha registrado en varias localidades del Pacífico oriental: Panamá (de Laubenfels, 1936), Hawái (de Laubenfels, 1950) y en Mazatlán (como *Damiriana hawaiiana*) (Green y Gómez, 1986). Existe también una cita reciente sobre su introducción en el Mediterráneo (Zenetos *et al.*, 2010). Se ha encontrado en las islas Pájaros y Lobos, Sinaloa (Green y Gómez, 1986), y en el Parque de la Reina, Guerrero (datos no publicados).

Mycalidae

Mycale (*Carmia*) *magnirhaphidifera* fue descrita originalmente del Caribe (van Soest, 1984) y posteriormente fue citada en el Atlántico sudamericano (Carballo y Hajdu, 2001). Se ha registrado en Punta Pinta, Puerto Peñasco, Sonora; en bahía Concepción, Baja California Sur; en las islas Lobos y Hermano Sur, y en el estero El Zacate, Sinaloa; en isla Isabel, Nayarit, y en Conchas Chinas, Jalisco (Carballo y Cruz-Barraza, 2010); en Puente Ventana, Colima, y en La Entrega e isla Cacaluta, Oaxaca (Cruz-Barraza y Carballo, 2008).

Suberitidae

Originalmente *Suberites aurantiaca* fue descrita del Caribe y posteriormente ha sido citada en el Golfo de México (Rützler *et al.*, 2009) y en el lado del Pacífico del canal de Panamá (de Laubenfels, 1936; Rützler y Smith, 1993). Se considera como una especie invasora en la isla de Hawái (de Laubenfels, 1950; DeFelice *et al.*, 2001). Hasta la fecha se le ha encontrado en el estero de Guerrero Negro, Baja California Sur; estero El Salado, Puerto Vallarta, Jalisco; estero de Urías, Mazatlán, Sinaloa, y estero El Manzanillo, Colima (Carballo *et al.*, 2004b).

Posibles vías de introducción

En el caso de las esponjas, las vías y los mecanismos más probables de su transferencia fuera de sus áreas de distribución naturales son la pesca de arrastre (Uriz, 1990), la dispersión como incrustantes (o *fouling* en inglés) en los cascos de los barcos (Coles y Bolick, 2007) y la acuicultura (Henkel y Janussen, 2011).

Hay otro grupo de especies muy particulares de hábitos excavadores (*Cliona amplicavata, C. euryphilla* y *C. flavifodina*) que presentan mecanismos fisiológicos que podrían justificar su paso por el canal de Panamá.

Impactos negativos de las esponjas exóticas en México

Las esponjas perforadoras pueden llegar a constituir verdaderas plagas en los cultivos de bivalvos de importancia comercial, además de que tienen la capacidad de destruir sustratos carbonatados biogénicos como los corales.

POLIQUETOS

Los poliquetos son una clase del *Phylum* Annelida, principalmente marinos, que presentan una gran abundancia y riqueza de especies, sobre todo en el bentos. Entre las más de 80 familias de poliquetos se pueden encontrar especies, como las de la familia Spionidae, que perforan sustratos calcáreos como las conchas de moluscos, mientras que los de la familia Nereididae se mueven libremente sobre el sustrato; o bien, como los Capitellidae, que viven formando galerías en los sedimentos.

Otros poliquetos, como los de las familias Sabellidae y Serpulidae, son sésiles y forman tubos, por lo que son incrustantes de sustratos duros, tanto naturales (rocas, corales, raíces de mangles) como artificiales (cascos de barcos, muelles, artes de pesca y cultivo). Aunque algunas especies tienen larvas de larga duración (desde unos días a algunas semanas en la columna de agua), de manera natural no tienen capacidad para dispersarse a distancias interoceánicas (Kupriyanova *et al.,* 2001).

Las características de algunos poliquetos, como la de incrustarse en los cascos de los barcos y yates, o su sobrevivencia en el agua de lastre de los grandes buques de carga (como larvas o adultos), o la de venir acompañando (como larvas, epibiontes o parásitos) a otros organismos que son introducidos para su cultivo, han facilitado que algunas especies sean introducidas y colonicen otras regiones fuera de su ámbito de distribución natural (Ruiz *et al*., 2000; Okolodkov *et al.,* 2007).

En México se han registrado nueve especies de poliquetos exóticos, entre los cuales se encuentra una especie de neréidido, un espiónido, dos sabélidos y cinco serpúlidos; algunas de estas especies ya están establecidas y cinco de ellas se consideran exóticas invasoras. Asimismo, hay cuando menos nueve especies que potencialmente pueden ser introducidas en las costas del país o en sus cuerpos de agua dulce: un sílido, un capitélido, dos espiónidos, tres sabélidos y dos serpúlidos (cuadro 1).

Nereididae

Alitta succinea se describió de Helgoland, Alemania, y se distribuye ampliamente en aguas tropicales y templadas de todo el mundo (de León-González *et al*., 1999); se considera una especie invasora accidental e intencional por actividades humanas (Wilson, 1988). La mayoría de los registros históricos están bajo el género *Neanthes*; Wilson (1988) realizó la redescripción de *N. succinea* con base en materiales de Japón y China, con el nombre de *Nereis oxypoda,* y de Irán, con el nombre de *Nereis alatopalpis*; posteriormente Bakken y Wilson (2005) redescriben la especie con base en materiales topotípicos, reubicándola en *Alitta*, género que incluye especies con lígulas notopodiales posteriores expandidas. En México, *A. succinea* fue registrada por primera vez de Tecolutla, Veracruz, entre raíces de mangle (Rioja, 1946); poco después Rioja (1947) cita la especie en los esteros de Topolobampo, Sinaloa, y Aguiabampo, Sonora, en sitios con poca salinidad; posteriormente Rioja (1962) la registra para el estero de Macapule y Mazatlán, Sinaloa; Bastida-Zavala (1993) la encontró en la bahía de La Paz, Baja California Sur; de León-González y Solís-Weiss (2000) la registraron en los alrededores de la bahía de Kino, Sonora (ubicada erróneamente en Baja California por Villalobos-Guerrero *et al*., 2012). Recientemente se realizó una ficha técnica de la especie y el análisis de riesgo de la misma, mencionando que quizá fue introducida en el área de Mazatlán como esclerobionte en el casco de embarcaciones, concluyendo que la especie ya está establecida y se considera como exótica potencialmente invasora (Villalobos-Guerrero, 2012; Villalobos-Guerrero *et al*., 2012). Es una especie que compite con especies nativas por espacio y alimento, y depreda la larvas de ostiones (*Crassostrea* spp.) causando pérdidas en los maricultivos (Barnes *et al*., 2010; Tovar-Hernández *et al*., 2012).

Syllidae

Exogone breviantennata es un sílido de la subfamilia Exogoninae, organismos que tienen menos de 10 mm de longitud. Es originaria de Centroamérica y se distribuye hasta el Pacífico mexicano y las islas Galápagos. Esta especie se confunde fácilmente con otras del género (véase *E. verugera*). No se ha registrado para las costas de México pero es una especie potencialmente exótica para el golfo de México y el Caribe mexicano, toda vez que esta especie se ha registrado en Cuba y Florida, entre pastos marinos y esponjas (San Martín, 1991; Ruiz y Salazar-Vallejo, 2001).

Exogone verugera fue descrita del golfo de Nápoles, Italia. Se ha registrado por todo el mundo, principalmente para el mar del Norte y la península Escandina-

va, Mediterráneo, suroeste de Groenlandia, costa oriental de Estados Unidos, golfo de México, costa pacífica de Estados Unidos y Canadá, Indo-Pacífico, Japón y Australia (Fauvel, 1923; Pettibone, 1963; Imajima, 1966; Day, 1967; Hartman, 1968). Se ha registrado esta especie para el Pacífico mexicano, en Guerrero y Sinaloa (Rioja, 1943), así como para la costa occidental de la península de Baja California (Reish, 1963). Podría constituir un complejo de especies y no necesariamente una especie exótica; de hecho, Westheide (1974) describió *E. occidentalis*, sinonimizando todos los registros de *E. verugera* de la costa del Pacífico de Norteamérica (Canadá a México). No obstante, San Martín (1991) considera que los registros de *E. verugera* y *E. occidentalis* en el Pacífico mexicano corresponden a *E. breviantennata*, descrita para la costa de El Salvador. Una revisión del género en el Pacífico oriental se hace muy necesaria. De este modo su estatus como especie exótica no se confirma para las costas de México (Villalobos-Guerrero *et al.*, 2012).

Salvatoria clavata es otro sílido de la subfamilia Exogoninae. Fue descrito de Francia pero se ha registrado en las costas de todo el mundo. En México se ha citado en Mazatlán y en Acapulco (Rioja, 1943); en la bahía de San Quintín, Baja California (Reish, 1963; Díaz-Castañeda *et al.*, 2005), y en Cabo Pulmo, Baja California Sur (Bastida-Zavala, 1995). Sin embargo, San Martín (2005) considera que en realidad puede tratarse de una serie de especies muy similares entre sí, pero que se diferencian en los detalles de la faringe, del proventrículo y las setas. Como en el caso anterior, una revisión del género en el Pacífico oriental se hace muy necesaria. Su estatus como especie exótica tampoco se confirma para las costas de México (Villalobos-Guerrero *et al.*, 2012).

Capitellidae

Capitella capitata se describió de Groenlandia, pero se había considerado de amplia distribución por mucho tiempo, pues se ha registrado en Francia (Fauvel, 1927), Sudáfrica (Day, 1967), California (Hartman, 1969; Blake, 2000), Costa Rica (Dean 2001; 2004), costa occidental de México (Reish, 1963; 1968; Bastida-Zavala, 1993), entre muchos otros lugares. Sin embargo, estudios recientes han demostrado que es un complejo de especies; Blake (2009) realizó la redescripción de la especie con base en ejemplares topotípicos (occidente de Groenlandia) y estableció un neotipo, considerando que la especie tiene una distribución ártica y subártica y los registros de latitudes más bajas pueden ser especies no descritas. García-Garza y de León-González (2011) revisaron numerosas muestras para la costa occidental de México y encontraron que los ejemplares son morfológicamente similares al neotipo establecido por Blake (2009), sugiriendo que se requieren estudios moleculares para poder separar las distintas poblaciones incluidas en el complejo *C. capitata*; sin embargo, sus ejemplares no se compararon con *C. teleta*, descrita de las costas oriental y occidental de Estados Unidos, cuyo holotipo fue establecido en Woods Hole, Massachusetts. De este modo, como complejo, *C. capitata* se considera potencialmente exótica, hasta que una revisión morfológica y molecular establezca su estatus taxonómico correcto.

Spionidae

Marenzelleria viridis fue descrita de Nueva Jersey, Estados Unidos. En México se descubrió en el estero de Urías, Sinaloa, y fue considerada una especie invasora (Ferrando y Méndez, 2011); sin embargo, Villalobos-Guerrero *et al.* (2012) consideran cuestionable dicho registro pues sólo se encontró en una estación con escasa abundancia, y no se describieron ni ilustraron los ejemplares encontrados; el estatus como especie exótica no se confirma para las costas de México.

Polydora websteri fue descrita de la costa nororiental de Estados Unidos, pero ha sido registrada para muchas localidades en ambas costas de América: desde Terranova a Florida, golfo de México, Venezuela, Brasil, Argentina, Chile, golfo de California, Hawái y Quebec (Díaz Díaz *et al.*, 2009), siempre asociada a conchas de moluscos bivalvos; también se ha registrado para Nueva Zelanda, donde se introdujo desde la década de 1960 por medio de poblaciones de *Crassostrea gigas*, especie de ostión a la que *P. websteri* afecta en su crecimiento y desarrollo y le causa las "ampollas de fango" (Read, 2010), así como a otros bivalvos (lámina 19 1b). En México se ha registrado para isla Verde, Veracruz (Rioja, 1961), Puerto Peñasco y Cholla, Sonora (Blake, 1980), Barra de Navidad, Jalisco (Gallo *et al.*, 2008), así como en Topolobampo y el estero de Urías, Sinaloa (Tovar-Hernández *et al.*, 2012). Es considerada una especie exótica potencialmente invasora (Villalobos-Guerrero, 2012; Villalobos-Guerrero *et al.*, 2012).

Prionospio malmgreni, descrita para el golfo de Nápoles, Italia, se ha registrado para todo el Mediterráneo, el mar de Okhotsk (Pacífico de Rusia), el mar de Chukchi (entre Alaska y Rusia) (Uschakov, 1955), California (Hartman, 1963) y el Mar de Japón (Imajima y Hartman, 1964). Maciolek (1985) consideró a *P. malmgreni* como indeterminable, seguramente porque es un complejo de especies, debido a su breve y confusa descripción original. En el Pacífico mexicano se ha registrado para las bahías de San Quintín y Los Ángeles, Baja California (Reish, 1963; 1968); no obstante, se considera que estos registros corresponden a otras especies de *Prionospio* (Villalobos-Guerrero *et al.*, 2012). También se ha registrado en la isla Natividad, costa occidental de Baja California Sur (ubicada erróneamente en el golfo de California por Villalobos-Guerrero *et al.*, 2012) y al norte de la isla San Juanito, Nayarit, pero en estas localidades se recolectaron a más de 1 000 m de profundidad (Fauchald, 1972) y los ejemplares fueron reasignados a *P. anuncata* y a otro género distinto (Maciolek, 1985). Por lo anterior, el estatus de *P. malmgreni* como especie exótica no se confirma para las costas de México (Villalobos-Guerrero *et al.*, 2012).

Pseudopolydora kempi se describió para la costa oriental de la India (Lago Chilka), pero se ha registrado en Sudáfrica, Mozambique, India, Japón, península de Corea, islas Kuriles, costa pacífica de Canadá y Estados Unidos (Light, 1978; Carlton, 1979; Cohen y Carlton, 1995), además de Port Philip Bay, Australia (Ruiz *et al.*, 2000). El primer registro para el Pacífico oriental es de 1951, en la Bahía de San Francisco, y se cree que la vía de introducción pudo ser mediante el cultivo de ostras, el agua de lastre de embarcaciones o como bioincrustante (Cohen y Carlton, 1995). En México se registró para la Bahía San Quintín, Baja California (Calderón Aguilera y Jorajuria, 1986; Calderón-Aguilera, 1992); no obstante, Blake y Ruff (2007) sugieren que las poblaciones de California identificadas como *P. kempi*, difieren de las de la India por la duración del estadio larval y el patrón de pigmentación de las larvas (Blake y Woodwick, 1975). Por ello, el estatus de *P. kempi* sería el de especie exótica potencial para las costas de México, debido a que falta información confiable que sustente su presencia en Baja California (Villalobos-Guerrero *et al.*, 2012).

Pseudopolydora paucibranchiata fue descrita de Hiroshima, Japón. Es considerada criptogénica en Australia, pues se sospecha que sea un complejo de especies (Hutchings y Turvey, 1984), aunque otros autores piensan que puede ser de origen australiano (Pollard y Hutchings, 1990; Wilson, 1999). Se ha utilizado como modelo para análisis espacial en sustratos blandos inter y submareales (Orensanz *et al.*, 1998; Yokoyama e Ishihi, 2007). Se ha registrado para la costa occidental de Estados Unidos, donde pudo ser introducida alrededor de la década de 1920 en el estado de California, como parte de la epibiota del ostión japonés *Crassostrea gigas*, y posteriormente introducida de manera similar en Oregón y Washington (Molnar *et al.*, 2008). Dagli y Çinar (2008) citan esta especie como invasora para el Mediterráneo, y la registran en parches de gran densidad en la bahía Izmir, Turquía. En México sólo se ha registrado su presencia en 1995 en la bahía de San Quintín, Baja California (Díaz *et al.*, 2005). Sin embargo, Blake y Ruff (2007) también sugieren que las poblaciones de California, identificadas como *P. paucibranchiata*, difieren de la de Japón por aspectos como la duración del estadio larval y el patrón de pigmentación de las larvas (Blake y Woodwick, 1975). De este modo, el estatus de *P. paucibranchiata* para las costas de México sería como especie exótica potencial, debido a que falta información confiable que sustente su presencia en Baja California (Villalobos-Guerrero *et al.*, 2012).

Sabellidae

Branchiomma bairdi es originaria del Caribe y también se ha encontrado en el Pacífico de Panamá (Tovar-Hernández y Knight-Jones, 2006); se registró por primera vez como una especie exótica en Mazatlán, Sinaloa, y se informó de grandes abundancias (852-6 086 individuos) debidas a su tipo de reproducción hermafrodita (Tovar-Hernández *et al.,* 2009a, b); también se le ha encontrado en playa Balandra y en La Paz, Baja California Sur; en Guaymas y San Carlos, Sonora; así como en Ahome, Guasave y Topolobampo, Sinaloa (Tovar-Hernández *et al.*, 2012). Recientemente se ha detectado como exótica en la laguna Chacahua, Oaxaca (Bastida-Zavala *et al.,* en prep. a), así como en varias marinas y puertos de Santa Rosalía, Loreto, Puerto Escondido (lámina 19 1a), La Paz, Pichilingue, San José del Cabo y Cabo San Lucas, todas ellas en Baja California Sur, además de bahía de Los Ángeles, Baja California (Bastida-Zavala *et al.*, en prep. b). Recientemente se elaboró una ficha técnica de la especie y el análisis de riesgo respectivo, mencionando que está asociada a sustratos de origen antropogénico (pilotes, muelles, cascos de embarcaciones, boyas y cabos), así

como en granjas camaronícolas y ostrícolas, concluyendo que la especie ya está establecida y se considera como exótica invasora (Tovar-Hernández y Yáñez-Rivera, 2012a; Villalobos-Guerrero *et al.*, 2012).

Branchiomma curtum es originaria de la isla Juan Fernández (Chile) y Nueva Zelanda. Actualmente se le ha encontrado en las islas de Cabo Verde y en el Caribe mexicano, desde isla Contoy hasta Majahual, Quintana Roo, con abundancias variables; al parecer la especie ya está establecida (Tovar-Hernández y Knight-Jones, 2006), por lo que se considera como exótica potencialmente invasora.

Otras tres especies de sabélidos son consideradas como exóticas potenciales en el país (Conabio, 2012; Okolodkov *et al.,* 2007):

Manayunkia speciosa es un sabélido dulceacuícola originario de los Grandes Lagos de Norteamérica (Hiltunen, 1965) que también ha sido registrado como invasor en California y Oregón (Hazel, 1966) y ha llegado a invadir regiones neotropicales, como Uruguay (Armendáriz *et al.,* 2011). La especie puede ser introducida a México por medio de actividades de acuarismo y acuicultura, y por ello se considera como una exótica potencial para los cuerpos de agua dulce de México.

Terebresabella heterouncinata es una especie originaria de Sudáfrica que ha infestado varias especies de abulón (*Haliotis*) y gasterópodos en California y, al parecer, también en Baja California (Kuris y Culver, 1999; Culver y Kuris, 2000; 2004; Okolodkov *et al.*, 2007). Recientemente se elaboró una ficha técnica de la especie y el análisis de riesgo de la misma, en el que se sugiere establecer un programa de monitoreo en las granjas abuloneras; en California ya está establecida por lo que se considera como una exótica potencial para las costas del Pacífico mexicano (Tovar-Hernández y Yáñez-Rivera, 2012c; Villalobos-Guerrero *et al.*, 2012).

Sabella spallanzani es originaria del Mediterráneo y ha invadido las costas de Australia, Indonesia y Argentina (Hewitt *et al.*, 2002; Okolodkov, 2007). La especie no ha sido registrada en las costas de México, pero se considera como una exótica potencial y se recomienda establecer una alerta preventiva, así como realizar monitoreos del agua de lastre, principalmente en las costas templadas y puertos del país (Tamaulipas, Baja California y Sonora), para evitar su introducción, debido a su gran tamaño (40-70 cm) y al potencial daño que puede causar su enorme tasa de filtración en el reclutamiento de larvas de otros invertebrados de importancia comercial (Holloway y Keough, 2002).

Serpulidae

Ficopomatus enigmaticus aún no ha sido registrada en México, pero se ha encontrado en la bahía de San Francisco y en placas de *fouling* en las marinas de San Diego, California (Bastida-Zavala 2008), por lo que es posible su introducción en las lagunas costeras de Baja California (Okolodkov *et al.,* 2007). La especie ha invadido exitosamente algunos sitios del norte de Argentina, en particular la laguna costera Mar Chiquita, en donde formó arrecifes anulares y ha causado impactos severos en el ecosistema y en la navegación (Schwindt *et al.,* 2001; Luppi y Bas, 2002; Schwindt *et al.,* 2004). La especie no ha sido registrada en las costas de México pero se considera como una exótica potencial (Villalobos-Guerrero *et al.*, 2012). Se recomienda establecer una alerta preventiva, principalmente en la costa occidental de Baja California, para evitar su introducción, dados los perniciosos efectos que provocó en Mar Chiquita (Schwindt *et al.,* 2004)

Ficopomatus miamiensis es una especie caribeña registrada como exótica en el Pacífico de Panamá (Bastida-Zavala, 2008) y en el estero de Urías, cerca de Mazatlán, Sinaloa; en esta la especie está estrechamente relacionada con el cultivo de camarón última localidad, donde, de hecho, se cree que la especie fue introducida hace 20 años cuando fueron importadas larvas de camarón desde Florida (Salgado-Barragán *et al.,* 2004; Tovar-Hernández *et al.,* 2009b); también se le ha encontrado en La Paz, Baja California Sur (Tovar-Hernández, *et al.*, 2012). El impacto de *F. miamiensis* fue considerado positivo en los estanques de camarón, debido a que las poblaciones de estos serpúlidos (más de 230 000 ind./m^2) ayudan a limpiar el agua y controlar las partículas en suspensión; sin embargo, el impacto de las colonias incrustadas en las raíces de los mangles es negativa, ya que el serpúlido compite con otros invertebrados incrustantes nativos, en especial los filtradores como cirrípedos, mejillones y ostiones (Tovar-Hernández *et al.,* 2009b, 2012). Recientemente se elaboró una ficha técnica y el análisis de riesgo de la especie, concluyendo que ya está establecida y se considera como exótica (Tovar-Hernández y Yáñez-Rivera, 2012b; Villalobos-Guerrero *et al.*, 2012).

Ficopomatus uschakovi fue descrita de Ceilán (hoy Sri Lanka), en el océano Índico, aunque se había registrado previamente en el golfo de Guinea, África occidental, desde la década de 1950 (Hartmann-Schröder, 1971), como *F. enigmaticus* (ten Hove y Weerdenburg,

1978); posteriormente se registró en el noreste de Brasil (de Assis *et al.,* 2008), Venezuela (Liñero-Arana y Díaz-Díaz, 2012), así como en otros sitios del Gran Caribe (Bastida-Zavala *et al.*, datos no publicados). Recientemente, en 2009 y 2011, se encontró en tres sitios de la Reserva de la Biosfera La Encrucijada (lámina 19.1j-k), Chiapas (Bastida-Zavala y García-Madrigal, 2012). No está clara la vía de invasión y el vector de esta especie en La Encrucijada, debido a que el puerto más cercano (Puerto Madero) está a 70 km al sur y en el complejo lagunar no existen instalaciones portuarias, marinas ni estanques de cultivo de camarón. Los pobladores de la reserva mencionan que estos animales habían pasado inadvertidos hasta ahora; no se detectaron impactos negativos en el ecosistema, salvo la incrustación en los botes de pesca, que deben limpiarse con frecuencia. No se observaron formaciones arrecifales como las poblaciones de *F. enigmaticus* en Argentina (Schwindt *et al.,* 2001) o colonias masivas como en *F. miamiensis* de Mazatlán (Tovar-Hernández *et al.,* 2009b); sin embargo, la especie debe ser monitoreada estrechamente para evaluar la evolución de sus poblaciones y evitar impactos negativos similares a *F. enigmaticus* (véase más adelante). Al parecer la especie ya está establecida en todo el complejo lagunar de La Encrucijada (Bastida-Zavala y García-Madrigal, 2012), por lo que se considera exótica y potencialmente invasora.

Hydroides dianthus, originaria del Atlántico occidental (Bastida-Zavala y ten Hove, 2002), fue registrada como exótica en la bahía de Tokio y en la isla Hokkaido, Japón (Link *et al.,* 2009; Otani y Yamanishi, 2010). En México fue registrada en la isla Socorro, archipiélago de Revillagigedo (Holguín Quiñones, 1994, como *Eupomatus dianthus*), aunque el registro puede ser cuestionable, debido a la lejanía de la isla Socorro al continente y por no encontrarse en las principales vías de navegación interoceánica; lamentablemente los ejemplares no estuvieron disponibles para revisión (Link *et al.,* 2009). La especie, una de las más abundantes en el Caribe (Bastida-Zavala y ten Hove, 2002), no se considera exótica para el Pacífico mexicano por Villalobos-Guerrero *et al.* (2012); sin embargo, aquí la consideramos como una exótica potencial para el Pacífico oriental, por su persistencia en las placas de incrustantes del Gran Caribe (Bastida-Zavala *et al.*, datos no publicados).

Hydroides diramphus es considerada una especie criptogénica que se ha registrado en localidades tropicales y subtropicales de todo el mundo (Zibrowius, 1971; Bastida-Zavala y ten Hove, 2002, 2003; Bastida-Zavala, 2008; Sun *et al.*, 2012). En México se ha encontrado en Mazatlán, Sinaloa (Rioja, 1943, como *H. malleophorus*); en el puerto de Veracruz (Bastida-Zavala y ten Hove, 2002); en la bahía de Petacalco, Guerrero (Rodríguez-Valencia, 2004); en la bahía de La Paz (lámina 191c-d), Baja California Sur, e isla Venados, Sinaloa (Bastida-Zavala, 1993; Bastida-Zavala y ten Hove, 2003; Bastida-Zavala, 2008). Recientemente también se ha registrado en varias marinas de Santa Rosalía, Puerto Escondido, La Paz, San José del Cabo y Cabo San Lucas, todas en Baja California Sur (Bastida-Zavala *et al.*, en prep. b). La especie es considerada exótica para el Pacífico mexicano (Villalobos-Guerrero *et al.*, 2012) y el golfo de México.

Hydroides elegans es considerada una especie criptogénica, aunque se presupone un origen indo-pacífico (ten Hove, com. pers.). Esta especie (lámina 19.1e-h) se ha registrado en puertos y muelles de aguas tropicales y subtropicales de todo el mundo (Zibrowius, 1971; Bastida-Zavala y ten Hove, 2002, 2003; Bastida-Zavala, 2008; Sun *et al.*, 2012). En México se ha encontrado en el puerto de Veracruz; en Champotón, Campeche; en la isla Contoy, Quintana Roo (Bastida-Zavala y ten Hove, 2002); en la bahía de Petacalco, Guerrero (Rodríguez-Valencia, 2004); en la bahía de La Paz, Baja California Sur (Bastida-Zavala, 2008); en la bahía de Salsipuedes, Baja California (Díaz-Castañeda y Valenzuela-Solano, 2009); en Mazatlán y Topolobampo, Sinaloa (Tovar-Hernández, *et al.*, 2012), así como en varias marinas de Santa Rosalía, Puerto Escondido y La Paz, en Baja California Sur (Bastida-Zavala *et al.*, in prep. b). La especie ya está establecida y alcanza grandes densidades (lámina 19.1f), por lo que se considera como exótica, potencialmente invasora, para el Pacífico mexicano (Villalobos-Guerrero *et al.* 2012), el golfo de México y el Caribe mexicano.

Hydroides sanctaecrucis es una especie caribeña registrada como exótica en el Pacífico de Panamá (Bastida-Zavala y ten Hove, 2002; Bastida-Zavala 2008), así como en Australia, Singapur (Lewis *et al.,* 2006) y Hong Kong (Sun *et al.*, 2012). En el Pacífico mexicano se ha registrado en bahías de Huatulco, Oaxaca (Bastida-Zavala y ten Hove, 2003; Bastida-Zavala 2008); Guaymas, Sonora, y Topolobampo, Sinaloa (Tovar-Hernández, *et al.*, 2012). Recientemente también se ha encontrado en varias marinas de San José del Cabo y Cabo San Lucas (lámina 19.1i), Baja California Sur

(Bastida-Zavala *et al.*, en prep. b). La especie se considera exótica para el Pacífico mexicano (Villalobos-Guerrero *et al.* 2012) y aquí consideramos que es potencialmente invasora por su persistencia en las placas de incrustantes del Gran Caribe (Bastida-Zavala *et al.*, datos no publicados).

Posibles vías de introducción

Se cree que los poliquetos espiónidos han sido introducidos con los moluscos en los que viven, cuando estos últimos han sido traslocados de sus lugares de origen con fines de cultivo. Para el caso del neréidido *Alitta succinea*, los sabélidos y casi todos los serpúlidos, los vectores de introducción a México son el transporte, como incrustantes en los cascos de buques de carga y yates, así como en las aguas de lastre de las grandes embarcaciones (Ruiz *et al.*, 2000; Okolodkov *et al.*, 2007; Villalobos-Guerrero, 2012). En el caso de *Branchiomma curtum* se cree que la introducción provino de aguas de lastre (Tovar-Hernández y Knight-Jones, 2006). En el caso de *Ficopomatus miamiensis* se considera que su introducción en el estero de Urías se debió al establecimiento de cultivos de camarones traslocados (Tovar-Hernández *et al.,* 2009b). En las demás especies de poliquetos exóticos es muy posible que el vector haya sido el agua de lastre de embarcaciones de gran calado o como fauna acompañante de otros organismos sésiles fijos a cascos de embarcaciones.

Impactos negativos de los poliquetos exóticos en México

El neréidido *Alitta succinea* afecta el reclutamiento de los ostiones (*Crassostrea* spp.) al depredar sus larvas (Barnes *et al.*, 2010), pero si le sumamos las abundancias que llegan a tener, el impacto puede ser mayor, aunque todavía no se ha evaluado en México (Tovar-Hernández *et al.*, 2012).

Sobre los espiónidos, en especial *Polydora websteri*, que son perforadores de conchas de moluscos, no se han hecho evaluaciones sobre los impactos en la ostricultura, pero se sabe que sí afectan a los productores locales (Jalisco), ya que las galerías que excavan estos gusanos afectan la apariencia de la concha y el crecimiento mismo del ostión ("ampollas de fango"), provocando problemas en su comercialización (Gallo *et al.*, 2008; Villalobos-Guerrero, 2012).

En cuanto a los poliquetos tubícolas, existe poca información de sus impactos, salvo en el caso del sabélido *Branchiomma bairdi* y los serpúlidos *Ficopomatus miamiensis*, *F. uschakovi*, *Hydroides diramphus* e *H. elegans*. El sabélido *B. bairdi* sigue una estrategia colonizadora, cubriendo con gran densidad los cascos de las embarcaciones, entre otras estructuras artificiales, a partir de unos cuantos ejemplares, gracias a su reproducción hermafrodita. Tanto *F. miamiensis* como *F. uschakovi* forman pequeñas colonias en las raíces de los mangles, con lo cual existe una potencial competencia (aún no evaluada) por espacio con otros organismos incrustantes, mientras que *H. diramphus* y *H. elegans* también pueden competir con otras especies de incrustantes nativos por espacio y alimento (Tovar-Hernández *et al.*, 2009b; Tovar-Hernández *et al.*, 2012), pero además, como forman tubos calcáreos, llegan a afectar seriamente (por el peso de sus tubos y la resistencia al desplazamiento) la navegación de embarcaciones, desde lanchas pesqueras y yates hasta barcos de carga (Johnson *et al.*, 2006; Bastida-Zavala y García-Madrigal, 2012).

ASCIDIAS

Las ascidias son animales marinos que pertenecen al *Phylum* Chordata y al *subphylum* Urochordata; tienen todas las características de un cordado, pero carecen de una columna vertebral y en cambio tienen una notocorda en etapas larvales. Algunas especies de ascidias son coloniales, mientras que otras son solitarias. Estos animales presentan una etapa larval pelágica antes de adherirse a un sustrato firme.

Recientemente se ha observado un incremento en los registros de ascidias exóticas en México; estos informes provienen de puertos marítimos y sitios con manglares (Salgado-Barragán *et al.,* 2004; Tovar-Hernández *et al.,* 2010). Se registran 11 especies de ascidias exóticas (cuadro 1).

Ascidiidae

Ascidia zara fue descrita del occidente de Japón (Tokioka, 1953). En México se ha registrado como parte de la epibiota del ostión japonés, *Crassostrea gigas*, en la bahía de San Quintín, Baja California (Lambert y Sanamyan, 2001; Rodríguez e Ibarra-Obando, 2008).

Didemnidae

Lissoclinum fragile fue descrita de las Bermudas, con una distribución a lo largo del Atlántico en sitios someros de Florida, las islas Tortugas y Curazao, así como en la bahía de Caracas; en sitios más profundos se cita en el puerto Barahoa y Santo Domingo (Van Name, 1945). En México se ha registrado en La Paz, Baja California Sur, Guaymas, Sonora, Puerto Vallarta, Jalisco y Topolobampo, Sinaloa (Tovar-Hernández *et al.*, 2010; 2012).

Pyuridae

Microcosmus squamiger se considera una especie nativa de Australia con una distribución en el Pacífico occidental. Como especie exótica se ha registrado en el Mediterráneo, la península Ibérica, noreste y sur de África, las islas Canarias, en el océano Índico, la costa occidental de Australia y el sur de California (Lambert y Lambert, 1998; 2003; Rius *et al.* 2008). En México forma parte de la epibiota del ostión japonés, *C. gigas*, en la bahía de San Quintín (Lambert y Sanamyan, 2001; Rodríguez e Ibarra-Obando, 2008) y en la parte norte de Baja California (Rius *et al.* 2008).

Styelidae

Botrylloides perspicuus es una especie nativa de Filipinas; posteriormente fue registrada en Indonesia, Hong Kong y Australia (Kott, 1985). En México se ha encontrado como parte de la epibiota del ostión japonés, *C. gigas*, en la bahía de San Quintín (Lambert y Sanamyan, 2001; Rodríguez e Ibarra-Obando, 2008).

Botrylloides violaceus, originario de la costa oriental de Japón (Kott, 1985), ha sido registrada como exótica en San Francisco, California (Lambert y Lambert 1998, 2003). En México esta especie forma parte de la epibiota del ostión japonés, *C. gigas*, en la bahía de San Quintín (Lambert y Sanamyan, 2001; Rodríguez e Ibarra-Obando, 2008); asimismo, ha sido registrada en La Paz, Baja California Sur, Guaymas, Sonora, Puerto Vallarta, Jalisco, Topolobampo y Mazatlán, Sinaloa (Tovar-Hernández *et al.*, 2010; 2012).

Botryllus schlosseri fue descrita para Falmouth, canal de la Mancha, con una amplia distribución en Europa, como en las islas Feroe, el sur de Noruega, las islas británicas, el Atlántico francés, el Mediterráneo y el mar Negro; también se ha citado para Australia y Nueva Zelanda, así como para la costa oriental de Estados Unidos: Portland, Maine, Boston, Nueva Jersey e incluso la costa occidental de Florida, incluyendo las isla Tortugas (Van Name, 1945). En México también forma parte de la epibiota del ostión japonés, *C. gigas*, en la bahía de San Quintín (Lambert y Sanamyan, 2001; Rodríguez e Ibarra-Obando, 2008); recientemente se ha registrado en La Paz, Baja California Sur, y Topolobampo, Sinaloa (Tovar-Hernández *et al.*, 2010; 2012).

Polyandrocarpa zorritensis es una especie nativa de Zorritos, Perú; sin embargo, es considerada una especie exótica en la bahía de San Quintín, formando parte de la epibiota del ostión japonés, *C. gigas* (Lambert y Sanamyan 2001; Rodríguez e Ibarra-Obando, 2008).

Polyclinum constellatum es una especie nativa de Mauricio, en el océano Índico. Se distribuye en la región de Malasia y Hong Kong, incluyendo Filipinas y la isla Santa Helena. Como exótica se ha registrado en Florida, islas Tortugas, Bahamas, Cuba, Jamaica, Puerto Rico, Santo Domingo, así como en Sabanilla, Colombia (Van Name, 1945). En México se cita como especie exótica para La Paz, Baja California Sur, Guaymas y San Carlos, Sonora, Topolobampo y el estero de Urías, Sinaloa (Tovar-Hernández *et al.*, 2010; 2012).

En el caso de *Styela canopus* existe una gran confusión en cuanto a cuál es la localidad tipo; en un principio se consideró que era el mar Rojo (*sensu* Savigny, 1816) o el canal de Suez (*sensu* Hancock, 1868), o incluso el Indo-Pacífico (*sensu* Kott, 1985), entre otros; por ello se considera una especie criptogénica. Como exótica ha sido registrada en el sur de Brasil (Monniot, 1969-1970), el Mediterráneo y Australia (en Monniot, 1969-1970), así como en el sur de California (Lambert y Lambert, 1998, 2003). En México fue registrada por primera vez en el estero de Urías, Sinaloa (Salgado-Barragán *et al.*, 2004), y posteriormente en Navolato, Mazatlán, islas Lobos y Venados, todos en Sinaloa; así como en Puerto Vallarta, Jalisco (Tovar-Hernández *et al.*, 2010; 2012).

Styela plicata fue descrita de Filadelfia, Estados Unidos. Se tienen registros de esta especie exótica en los océanos Atlántico, Pacífico e Índico, y en el Mediterráneo (Van Name, 1945). En México se ha detectado como parte de la epibiota del ostión japonés, *C. gigas*, en la bahía de San Quintín (Lambert y Sanamyan, 2001; Rodríguez e Ibarra-Obando, 2008).

Symplegma reptans es una especie nativa de Japón (Tokioka, 1953). Como especie exótica se ha registrado en San Diego, California (Lambert y Lambert, 1998,

2003); en México forma parte de la epibiota del ostión japonés, *C. gigas*, en la bahía de San Quintín (Lambert y Sanamyan, 2001; Rodríguez e Ibarra-Obando, 2008).

Por otro lado, hay cuatro especies (cuadro 1) que pueden ser consideradas potencialmente exóticas (Okolodkov *et al.*, 2007): *Ciona intestinalis*, cuya localidad tipo es el Mediterráneo; *C. savignyi* es una especie nativa de Japón (Smith *et al.*, 2010), registrada por primera vez en el Pacífico noroccidental (La mbert, 2003); *Styela clava*, cuya localidad tipo es Kobe, Japón (Herdman, 1881), y *Symplegma brakenhielmi*, cuyo origen es Veracruz, en el golfo de México (Michaelsen, 1904). Estas especies pueden ser consideradas potencialmente exóticas, pues han sido registradas en el sur de California (Lambert y Lambert, 1998, 2003).

Posibles vías de introducción

Su introducción en sitios portuarios tiene dos rutas. Debido a su fase larval, se considera que ésta es la etapa en la que son transportadas en el agua de lastre, pero debido al poco tiempo que dura la larva (tres días en promedio, dependiendo de la especie), es más probable que se pueda transportar en colonias o individuos que se hayan incrustado en los cascos de las embarcaciones o en el interior de los compartimientos del tanque del lastre (Monniot y Monniot, 1994).

Respecto a la presencia en sitios de manglar, su introducción posiblemente se deba al cultivo semiintensivo de camarón en el estuario de Urías en Mazatlán (Salgado-Barragán *et al.,* 2004).

Impactos negativos de las ascidias exóticas en México

Hasta el momento se desconoce el efecto que estas especies puedan tener sobre los ecosistemas en México; sin embargo, se tiene el conocimiento de que las poblaciones se encuentran estables y presentes durante todo el año (Salgado-Barragán *et al.,* 2004). Por otro lado, se sabe que en otros sitios donde se ha registrado la presencia de estas especies el impacto potencial radica en la competencia por el sustrato, por lo que especies nativas pueden ser desplazadas por las especies exóticas invasoras (Carlton y Geller, 1993; Lambert, 2002).

PREVENCIÓN, CONTROL Y ERRADICACIÓN

Entre las medidas de prevención se recomienda el intercambio del agua de lastre de los grandes buques de carga en las regiones oceánicas, lejos de las costas e islas, además de que dicha descarga no se realice durante la noche, pues suele haber una mayor dinámica de los organismos planctónicos (larvas y juveniles), debido a su migración vertical.

Asimismo, debe haber mayor cuidado en la limpieza de los cascos de embarcaciones, evitando reintegrar al mar el material incrustante que se quitó de los cascos de buques y yates. Esto es particularmente importante en las marinas y clubes de yates (Johnson *et al.*, 2006).

Las pinturas *antifouling* usadas en las embarcaciones son, en su mayoría, contraproducentes para los ecosistemas marinos, pues muchas de ellas, como el tributil estaño (TBT), están elaboradas con metales pesados que alteran los procesos reproductivos de muchos invertebrados (Reish y Carr, 1978; Miloslavich *et al.*, 2007); las alternativas son muy caras, como son pinturas *antifouling* elaboradas a base de silicio (Johnson *et al.*, 2006). Debe estimularse la búsqueda de nuevos materiales para construir los cascos de los barcos que eviten las incrustaciones marinas, así como de recubrimientos que efectivamente eviten estas incrustaciones pero que no perjudiquen el medio marino.

También es muy importante implementar una mayor supervisión de las actividades acuícolas, en especial cuando se realizan introducciones de organismos (moluscos, crustáceos, peces, etc.) de otras regiones, para evitar que vengan con parásitos, epibiontes o con algún estadio larvario en el agua que los contiene (Johnson *et al.*, 2006; Okolodkov *et al.*, 2007).

Cuando se detecta por primera vez alguna especie exótica en un sitio, bastaría con extraer los organismos, incluyendo el sustrato donde se encuentren, para eliminar juveniles o larvas. Lamentablemente, cuando se detecta alguna especie exótica en un sitio, ésta ya se encuentra ampliamente distribuida y muchas veces con gran abundancia (Bastida-Zavala y ten Hove, 2003; Salgado-Barragán *et al.*, 2004; Tovar-Hernández *et al.*, 2009a, b; Bastida-Zavala y García-Madrigal, 2012), una situación que generalmente no permite tomar medidas de control eficaces, y mucho menos de erradicación.

LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN FUTURAS

Debe considerarse que la mayoría de las especies de invertebrados exóticos se han descubierto por casualidad, como parte de trabajos con propósitos distintos (faunística, revisiones sistemáticas, ecología del bentos, etc.), generalmente limitados a unas cuantas localidades (Fig. 1). Por ello, es urgente implementar inventarios regionales de la fauna bentónica, en especial de los sitios más proclives a recibir introducciones accidentales o intencionales, como los puertos, marinas, bahías y lagunas costeras, además de tener un programa de monitoreo permanente de estos sitios, en particular de la biota incrustante y del contenido del agua de lastre de las grandes embarcaciones (Johnson *et al.*, 2006; Okolodkov *et al.*, 2007). Posteriormente se pueden realizar estudios sobre ecología de poblaciones y de biología de la reproducción de las especies exóticas/invasoras que se han establecido en las costas de México, para evaluar su control o erradicación (Tovar-Hernández *et al.*, 2012).

DISCUSIÓN Y CONCLUSIÓN

El estudio de los invertebrados bentónicos exóticos/invasores es relativamente reciente en México, donde comenzó como una actividad colateral de otros estudios de índole muy diversa: taxonomía, ecología, acuicultura, etc. Si le aunamos la falta de una línea de base confiable, es decir, un inventario de la fauna bentónica de todas las costas del país, podemos imaginar el gran problema que implica detectar posibles especies exóticas, cuando no conocemos ni siquiera la fauna nativa en detalle. El reto incluso se antoja imposible cuando no hay expertos nacionales que estudien algunos grupos importantes entre las especies exóticas/invasoras, como son los hidrozoos, entoproctos y briozoos; de ahí que deba promoverse la formación de jóvenes investigadores en esos grupos taxonómicos (Okolodkov *et al.*, 2007).

La información vertida en este trabajo dista de estar completa. Dependiendo de la región y del taxa, algunos sitios están mejor estudiados que otros, además de que se pueden identificar zonas con pocos o nulos registros, como son la costa occidental de Baja California Sur, el Pacífico central y sur de México, así como la costa del golfo de México y el Caribe mexicano (Fig. 1); el que no haya registros de especies exóticas/invasoras no significa que efectivamente no se encuentren ahí, sino que no se han realizado estudios para detectarlas.

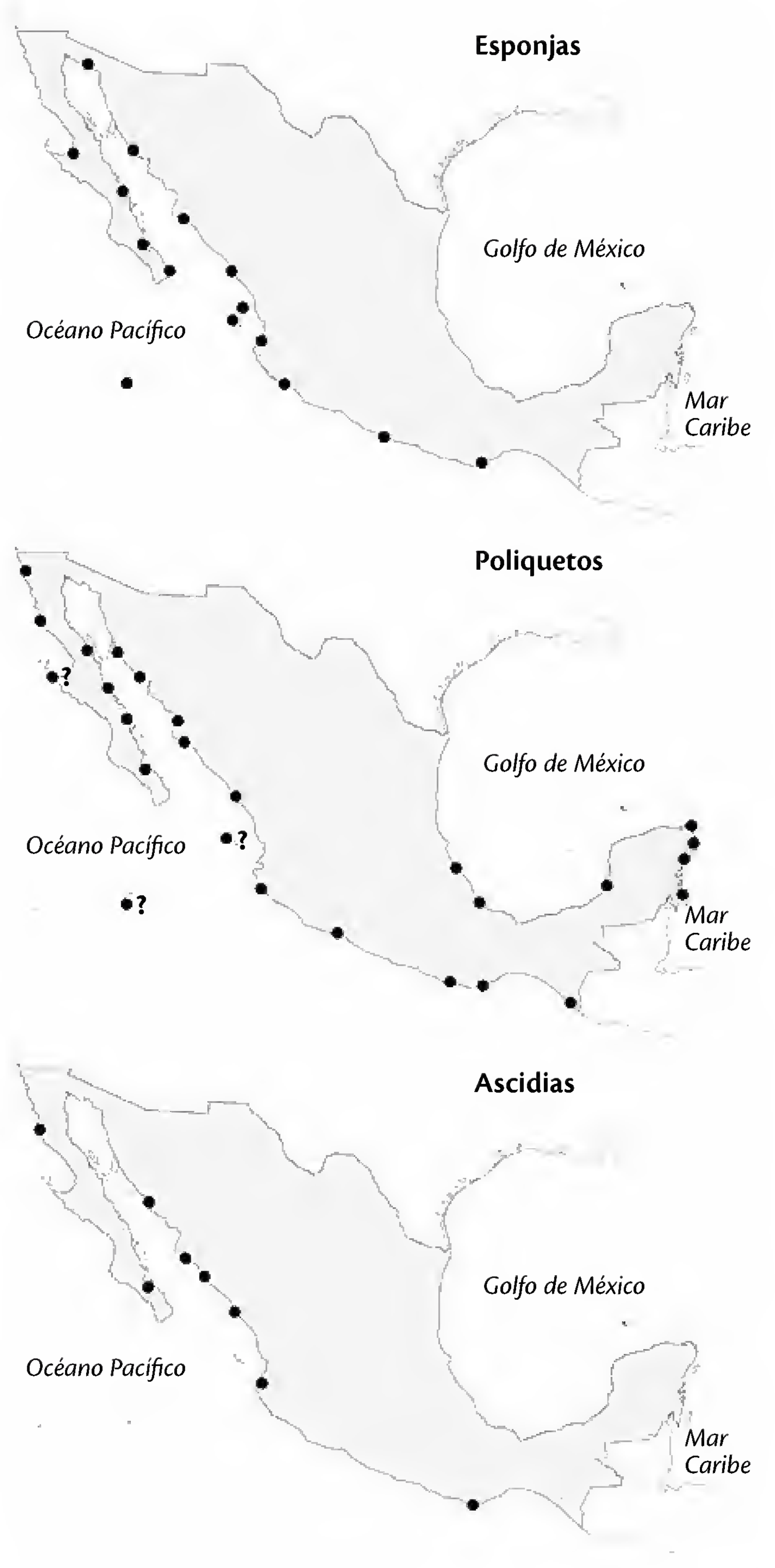


Figura 1. Registros de especies exóticas invasoras de esponjas, poliquetos y ascidias en las costas de México. El signo de interrogación indica los registros dudosos.

Para mejorar la situación descrita se deberían seguir varias de las recomendaciones que un grupo importante de taxónomos ha sugerido para el estudio de la biodiversidad (Salazar-Vallejo *et al.*, 2007), y que necesariamente inciden para mejorar el estudio de las especies exóticas/invasoras: los estudios faunísticos deben

abarcar regiones biogeográficas tan completas como sea posible, sin limitarse a las fronteras políticas de los estados; se deben hacer revisiones regionales de grupos taxonómicos completos; preparar claves de identificación y guías ilustradas que faciliten el trabajo de potenciales usuarios de los mismos (ecólogos, docentes, tomadores de decisiones, etc.); debe fomentarse el resguardo de los ejemplares que se recolectan en diversos estudios (taxonómicos, ecológicos, reproductivos, etc.), depositándolos en colecciones regionales de referencia; debe promoverse la capacitación de nuevos investigadores en grupos taxonómicos poco estudiados, e impulsar la contratación (vía concursos de oposición) de estos nuevos expertos para que la inversión en capacitación no se pierda.

Agradecimientos

Parte de la información compilada en este capítulo surgió a partir de las bases de datos que Patricia Koleff e Isabel González, del Programa de Especies Invasoras de la Conabio, amablemente pusieron a nuestra disposición. Este trabajo forma parte del estudio de especies exóticas marinas realizado por la red de Cuerpos Académicos de Especies Exóticas de México (UMAR-UANL-UABC), apoyado por el proyecto PROMEP 103-5/09/1353. Se agradecen las correcciones realizadas por dos revisores anónimos.

REFERENCIAS

Armendáriz, L.C., A. Paola y A. Rodrigues Capítulo. 2011. *Manayunkia speciosa* Leidy (Polychaeta: Sabellidae): Introduction of this non-indigenous species in the Neotropical Region (Uruguay River, South America). *Biol. Invasions* **13**(2):281-284.

Ávila, E., y J.L. Carballo. 2009. A preliminary assessment of the invasiveness of the Indo-Pacific sponge *Chalinula nematifera* on coral communities from the tropical eastern Pacific. *Biol. Invasions* **11**(2):257-264.

Ávila, E., N.I. Blancas-Gallangos, R. Riosmena-Rodríguez y L. Paul-Chávez. 2010. Sponges associated with *Sargassum* spp. (Phaeophyceae: Fucales) from the south-western Gulf of California. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* **90**(1):193-202.

Bakken, T., y R.S. Wilson. 2005. Phylogeny of nereidids (Polychaeta: Nereididae) with paragnaths. *Zool. Scripta* **34**(5): 507-547.

Barnes, B.B., M.W. Luckenbach y P.R. Kingsley-Smith. 2010. Oyster reef community interactions: The effect of resident fauna on oyster (*Crassostrea* spp.) larval recruitment. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **391**:169-177.

Bastida-Zavala, J.R. 1993. Taxonomía y composición biogeográfica de los poliquetos (Annelida: Polychaeta) de la bahía de La Paz, BCS, México. *Rev. Inv. Cient.* **4**(1):11-39.

Bastida-Zavala, J.R. 1995. Poliquetos (Annelida: Polychaeta) del arrecife coralino de cabo Pulmo-Los Frailes, BCS, México. *Rev. Zool., ENEPI, UNAM* **6**:9-29.

Bastida-Zavala, J.R. 2008. Serpulids (Annelida: Polychaeta) from the eastern Pacific, including a brief mention of Hawaiian serpulids. *Zootaxa* **1722**:1-61.

Bastida-Zavala, J.R., y H.A. ten Hove. 2002. Revision of *Hydroides* Gunnerus, 1768 (Polychaeta: Serpulidae) from the Western Atlantic Region. *Beaufortia* **52**(9):103-178.

Bastida-Zavala, J.R., y H.A. ten Hove. 2003. Revision of *Hydroides* Gunnerus, 1768 (Polychaeta: Serpulidae) from the Eastern Pacific Region and Hawaii. *Beaufortia* **53**(4):67-110.

Bastida-Zavala, J.R., y M.S. García-Madrigal. 2012. First record in the tropical eastern Pacific of the exotic species *Ficopomatus uschakovi* (Polychaeta: Serpulidae). *ZooKeys* **238**:45-55.

Bell, J.J. 2008. The functional roles of marine sponges. Estuarine and coastal shelf. *Science* **79**:341-353.

Bergquist, P.R. 1968. The marine fauna of New Zealand. Porifera, Demospongiae, Part 1 (Tetractinomorpha and Lithistida). *Mem. New Zealand Oceanogr. Inst.* **188**:1-105.

Blake, J.A. 1980. *Polydora* and *Boccardia* species (Polychaeta: Spionidae) from western Mexico, chiefly from calcareous habitats. *Proc. Biol. Soc. Wash.* **93**(4):947-962.

Blake, J.A. 2000. Family Capitellidae Grube, 1862, en J.A. Blake, B. Hilbig y P.V. Scott (eds.), *Taxonomic atlas of the Benthic fauna of the Santa Maria basin and the western Santa Barbara channel*, volume 7: *The Annelida*, part 4, Polychaeta: Flabelligeridae to Sternaspidae. Santa Barbara Museum of Natural History, California, pp. 47-96.

Blake, J.A. 2009. Redescription of *Capitella capitata* (Fabricius) from west Greenland and designation of a neotype (Polychaeta, Capitellidae). *Zoosymposia* **2**:55-58.

Blake, J.A., y E.R. Ruff. 2007. Polychaeta, en J.T. Carlton (ed.), *The Light and Smith Manual: Intertidal invertebrates from central California to Oregon*. Los Ángeles, University of California Press.

Blake, J.A., y K.H. Woodwick. 1975. Reproduction and larval development of *Pseudopolydora paucibranchiata* (Okuda) and *Pseudopolydora kempi* (Southern) (Polychaeta: Spionidae). *Biol. Bull.* **149**:109-127.

Calderón-Aguilera, L.E. 1992. Análisis de la infauna béntica de bahía de San Quintín, Baja California, con énfasis en su utilidad en la evaluación de impacto ambiental. *Cienc. Mar.* **18**(4):27-46.

Calderón-Aguilera, L.E., y A. Jorajuria. 1986. Nuevos registros de especies de poliquetos (Annelida: Polychaeta) para la bahía de San Quintín, Baja California, México. *Ciencias Mar.* **12**(3):41-61.

Carballo, J.L., B. Yáñez y H. Nava. 2004b. Persistence of the sponge *Suberites aurantiaca* (Duchassaing and Michelotti 1864) in an estuarine ecosystem (Pacific Ocean, Mexico). *Bull. Mar. Sci.* **75**:487-497.

Carballo, J.L., y E. Ávila. 2004. Population dynamics of a mutualistic interaction between the sponge *Haliclona caerulea* and the red alga *Jania adherens*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **279**:93-104.

Carballo, J.L., y E. Hajdu. 2001. *Mycale (Aegogropila) kolletae* sp. n. from the SE Atlantic, with comments on the species of *Mycale* Gray with raphidotoxas (Mycalidae, Demospongiae: Porifera). *Rev. Bras. Zool.* **18**:205-217.

Carballo, J.L., y J.A. Cruz-Barraza. 2010. A revision of the genus *Mycale* (Poecilosclerida: Mycalidae) from the Mexican Pacific Ocean. *Contr. Zool.* **79**(4):165-191.

Carballo, J.L., J.A. Cruz-Barraza y P. Gómez. 2004a. Taxonomy and description of clionaid sponges (Hadromerida: Clionaidae) from the Pacific Ocean of Mexico. *Zool. J. Linn. Soc.* **141**(3):353-397.

Carballo, J.L., J.A. Cruz-Barraza, H. Nava y E. Bautista. 2008a. *Esponjas perforadoras de sustratos calcáreos: importancia en los ecosistemas arrecifales del Pacífico este*. México, Conabio.

Carballo, J.L., C. Vega, J.A. Cruz-Barraza, B. Yáñez, H. Nava, E. Ávila y M. Wilson. 2008b. Short and long-term patterns of sponge diversity on rocky tropical coast: Evidence of large structuring factors. *Mar. Ecol. Evol. Persp.* **29**:216-236.

Carlton, J.T. 1979. History, biogeography, and ecology of the introduced marine and estuarine invertebrates of the Pacific coast of North America. Tesis doctoral, University of California, Davis.

Carlton, J.T., y J.B. Geller. 1993. Ecological roulette: The global transport of non-indigenous marine organisms. *Science* **261**:78-82.

Cohen, A.N., y J.T. Carlton. 1995. *Non-indigenous aquatic species in a United States estuary: A case study of the biological invasions of the San Francisco bay and delta*. U.S. Fish and Wildlife Service and National Sea Grant College Program, Connecticut Sea Grant.

Conabio. 2012. Sistema de información de especies invasoras – Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México (base de datos consultada en julio de 2012).

Coles, S.L., y H. Bolick. 2007. Invasive introduced sponge *Mycale grandis* overgrows reef corals in Kane'ohe bay, O'ahu, Hawaii. *Coral Reefs* **26**:911.

Coles, S.L., R.C. DeFelice, L.G. Eldredge y J.T. Carlton. 1999. Historical and recent introductions of non-indigenous marine species into Pearl Harbor, O'ahu, Hawaiian Islands. *Mar. Biol.* **135**:147-158.

Cruz-Barraza, J.A., y J.L. Carballo. 2008. Taxonomy of sponges (Porifera) associated with corals from the Mexican Pacific Ocean. *Zool. Stud.* **47**:741-758.

Culver, C.S., y A.M. Kuris. 2000. The apparent eradication of a locally established introduced marine pest. *Biol. Invasions* **2**:245-253.

Culver, C.S., y A.M. Kuris. 2004. Susceptibility of California gastropods to an introduced South African sabellid polychaete, *Terebrasabella heterouncinata*. *Invertebr. Biol.* **123**(4):316-323.

Dagli, E., y M.E. Çinar. 2008. Invasion of polluted soft substratum of Izmir Bay (Aegean Sea, eastern Mediterranean) by the spionid polychaete worm, *Pseudopolydora paucibranchiata* (Polychaeta: Spionidae). *Cah. Biol. Mar.* **49**(1):87-96.

Day, J.H. 1967. *A monograph on the Polychaeta of Southern Africa*. British Museum (Natural History) Publication.

Dean, H.K. 2001. Capitellidae (Annelida: Polychaeta) from the Pacific Coast of Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.* **2**:69-84.

Dean, H.K. 2004. Marine biodiversity of Costa Rica: Class Polychaeta (Annelida). *Rev. Biol. Trop.* **52**(2):131-181.

de Assis, J.E., C. Alonso, M.L. Christoffersen. 2008. First record of *Ficopomatus uschakovi* (Pillai, 1960) Serpulidae (Polychaeta: Annelida) for the western Atlantic. *Rev. Nord. Biol.* **19**:51-58.

DeFelice, R.C., L.G. Eldredge y J.T. Carlton. 2001. Non-indigenous invertebrates, en L.G. Eldredge y C.M. Smith. (eds.). *A Guidebook of Introduced Marine Species in* Hawaii. Bishop Museum Technical Report No. 21.

de Laubenfels, M.W. 1954. The Sponges of the west-central Pacific. *Oregon State Monogr. Studies in Zoology.* **7**:1-306.

de Laubenfels, M.W. 1950. The sponges of Kane'ohe bay, O'ahu. *Pac. Sci.* **4**(1):3-36.

de Laubenfels, M.W. 1936. A comparison of the shallow-water sponges near the Pacific and end of the Panama Canal with those at the Caribbean end. *Proc. Natl. Mus.* **83**:441-464.

de León-González, J.A., y V. Solís-Weiss. 2000. A review of the polychaete family Nereididae from western Mexico. *Bull. Mar. Sci.* **67**(1):549-569.

de León-González, J.A., V. Solís-Weiss y V. Ochoa Rivera. 1999. Nereidids (Polychaeta) from the Caribbean Sea and adjacent coral islands of the southern Gulf of Mexico. *Proc. Biol. Soc. Wash.* **112**(4):667-681.

De Weerdt, W.H. 2000. A monograph of the shallow-water Chalinidae (Porifera: Haplosclerida) of the Caribbean. *Beaufortia* **50**(1):1-67.

Díaz-Castañeda, V., J.A. de León-González y E. Solana Arellano. 2005. Structure and composition of the polychaete community from bahía San Quintín, Pacific coast of Baja California, Mexico. *Bull. Southern California Acad. Sci.* **104**(2):75-99.

Díaz-Castañeda, V., y S. Valenzuela-Solano. 2009. Polychaete fauna in the vicinity of bluefin tuna sea-cages in Ensenada, Baja California, Mexico. *Zoosymposia* **2**:505-526.

Díaz Díaz, O., I. Liñero-Arana, S. Villafranca y T. Allen. 2009. Epizoic polychaetes (Annelida: Polychaeta) on *Crassostrea rhizhophorae* (Guilding, 1828) from La Restinga Lagoon, Margarita Island, Venezuela. *Ecotrópicos* **22**(1):13-22.

Erpenbeck, D., A.L. Knowlton, S.L. Talbot, R.C. Highsmith y R.W.M. van Soest. 2004. A molecular comparison of Alaskan and north east Atlantic *Halichondria panicea* (Pallas 1766) (Porifera: Demospongiae) populations. *Boll. Mus. Degli Ist. Biol. Univ. Genova* **68**:319-325.

Fauchald, K. 1972. Benthic polychaetous annelids from deep water of western Mexico and adjacent areas in the eastern Pacific Ocean. *Allan Hancock Monogr. Mar. Biol.* **7**:1-575.

Fauvel, P. 1923. Polychètes errantes. *Faune de France* 5.

Fauvel, P. 1927. Polychètes sedentaires et addenda aux polychètes errantes, archiannélides, myzostomaires. *Faune de France* 16.

Ferrando, A., y N. Méndez. 2011. Effects of organic pollution in the distribution of annelid communities in the Estero de Urías coastal lagoon, Mexico. *Sci. Mar.* **75**(2):351-358.

Gallo-García, M.C., M. García-Ulloa Gómez, D.E. Godínez-

Sordia, A.H. Díaz y V.H. Delgado-Blas. 2008. *Polydora websteri* (Annelida: Polychaeta) en el ostión del Pacífico *Crassostrea gigas* cultivado en Barra de Navidad, Jalisco, México. *Ciencia y Mar* **12**(35):49-53.

García-Garza, M.E., y J.A. de León-González. 2011. Review of the Capitellidae (Annelida: Polychaeta) from the eastern Tropical Pacific region, with notes on selected species. *Zookeys* **151**:17-52.

Gómez, P., J.L. Carballo, L.E. Vázquez y J.A. Cruz. 2002. New records for the sponge fauna (Porifera: Demospongiae) of the Pacific coast of Mexico. *Proc. Biol. Soc. Wash.* **115**:223-237.

Green, G., y P. Gómez. 1986. Estudio taxonómico de las esponjas de la bahía de Mazatlán, Sinaloa, México. *An. Inst. Cienc. Mar Limnol.,* UNAM **13**:273-300.

Hancock, A. 1868. On the anatomy and physiology of the Tunicata. *J. Linn. Soc. Lond. Zool.* **9**(318):309-346.

Hartman, O. 1963. Submarine canyons of southern California, 3. Systematics: Polychaetes. *Allan Hancock Pac. Exped.* **27**(3):1-93.

Hartman, O. 1968. *Atlas of the Errantiate Polychaetous Annelids from California*. Allan Hancock Foundation, University of South of California, Los Ángeles.

Hartman, O. 1969. *Atlas of the Sedentariate Polychaetous Annelids from California*. Allan Hancock Foundation, University of South of California, Los Ángeles.

Hartmann-Schröder, G. 1971. Zur Unterscheidung von *Neopomatus* Pillai und *Mercierella* Fauvel (Serpulidae: Polychaeta). (Mit neuen Beiträgen zur Kenntnis der Ökologie und der Rohrenform von *Mercierella enigmatica* Fauvel). *Mitt. Hamb. Zool. Mus. Inst.* **67**:7-27.

Hazel, C.R. 1966. A note on the freshwater polychaete *Manayunkia speciosa* Leidy, from California and Oregon. *Ohio J. Sci.* **66**(5):533-535.

Henkel, D., y D. Janussen. 2011. Redescription and new records of *Celtodoryx ciocalyptoides* (Demospongiae: Poecilosclerida) – a sponge invader in the north-east Atlantic Ocean of Asian origin? *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* **91**:347-355.

Herdman, W.A. 1881. Preliminary report on the Tunicata of the Challenger expedition. Cynthiidae, Molgulidae. *Proc. R. Soc. Edinburg* **11**(3):52-88.

Hewitt, C.L., R.B. Martin, C. Sliwa, F.R. McEnnulty, N.E. Murphy, T. Jones y S. Cooper (eds.). 2002. *National introduced marine pest information system*. Disponible en: <*http://crimp.marine.csiro.au/nimpis*> (consultado en abril de 2007).

Hiltunen, J.K. 1965. Distribution and abundance of the polychaete, *Manayunkia speciosa* Leidy, in western Lake Erie. *Ohio J. Sci.* **65**(4):183-185.

Holguín-Quiñones, O.E. 1994. Comunidades bentónicas marinas, en A. Ortega-Rubio y A. Castellanos-Vera (eds.). *La isla Socorro, reserva de la biosfera archipiélago de Revillagigedo, México*. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, México, **8**:225-245.

Holloway, M.G., y M.J. Keough. 2002. An introduced polychaete affects recruitment and larval abundance of sessile invertebrates. *Ecol. Appl.* **12**(6):1803-1823.

Hutchings, P.A., y S.P. Turvey. 1984. The Spionidae of south Australia (Annelida: Polychaeta) *Trans. Roy. Soc. South Australia* **108**:1-20.

Imajima, M. 1966. The Syllidae (Polychaetous annelids) from Japan, 1. Exogoninae, 2. Autolytinae, 3. Eusyllinae, 4. Syllinae 1, 5. Syllinae 2. *Publ. Seto Mar. Biol. Lab.* **13**:385-404.

Imajima, M., y O. Hartman. 1964. The Polychaetous Annelids of Japan. *Allan Hancock Occ. Pap.* **26**:1-452.

Johnson, L., J. González, C. Álvarez, M. Takada, A. Himes, S. Showalter y J. Savarese. 2006. *Managing hull-borne invasive species and coastal water quality for California and Baja California boats kept in saltwater*. Universidad de California, California Sea Grant College Program Report T-061.

Knapp, I.S., L.S. Godwin, J.E. Smith, G.J. Williams y J.J. Bell. 2011. Records of non-indigenous marine species at Palmyra Atoll in the US Line Islands. *Mar. Biodiv. Rec.* **4e30**:1-7.

Kott, P. 1985. The Australian Ascidiacea Pt 1, Phlebobranchia and Stolidobranchia. *Mem. Queensland Mus.* **23**:1-440.

Kupriyanova, E.K., E. Nishi, H.A. ten Hove y A.V. Rzhavsky. 2001. Life-history patterns in serpulimorph polychaetes: Ecological and evolutionary perspectives. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* **39**:1-101.

Kuris, A.M., y C.S. Culver. 1999. An introduced sabellid polychaete pest infesting cultured abalones and its potential spread to other California gastropods. *Invert. Biol.* **118**:391-403.

Lambert, C., y G. Lambert. 1998. Non-indigenous ascidians in southern California harbors and marinas. *Mar. Biol.* **130**:675-688.

Lambert, C., y G. Lambert. 2003. Persistence and differential distribution of nonindigenous ascidians in harbors of the Southern California Bight. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **259**: 145-161.

Lambert, G. 2002. Non-indigenous ascidians in tropical waters. University of Hawai'i Press. *Pac. Sci.* **56** (3):291-298.

Lambert, G., y K. Sanamyan. 2001. *Distaplia alaskensis* sp.nov. (Ascidiacea: Aplousobranchia) and other new ascidian records from south-central Alaska, with a redescription of *Ascidia columbiana* (Huntsman, 1912). *Can. J. Zool.* **19**:1766-1781.

Lee, W.L., D.W. Elvin y H.M. Reiswig. 2007. *The sponges of California. A guide and key to the marine sponges of California*. Monterey Bay Sanctuary Foundation, USA.

Lewis, J.A., C. Watson y H.A. ten Hove. 2006. Establishment of the Caribbean serpulid tubeworm *Hydroides sanctaecrucis* Krøyer [in] Mörch, 1863, in northern Australia. *Biol. Invasions* **8**:665-671.

Light, W.J. 1978. *Invertebrates of the San Francisco Bay Estuary System. Spionidae. Polychaeta. Annelida.* California Academy of the Sciences, Pacific Grove.

Link, H., E. Nishi, K. Tanaka, R. Bastida-Zavala, E.K. Kupriyanova y T. Yamakita. 2009. *Hydroides dianthus* (Polychaeta: Serpulidae), an alien species introduced into Tokyo bay, Japan. *Mar. Biodiv. Rec.* **2**:1-6.

Liñero-Arana, I., y O. Díaz-Díaz. 2012. Presencia del poliqueto exótico *Ficopomatus uschakovi* (Polychaeta: Serpulidae) en Venezuela: descripción y comentarios sobre su distribución. *Interciencia* **37**:234-237.

Luppi, T.A., y C.C. Bas. 2002. Rol de los arrecifes del poliqueto invasor *Ficopomatus enigmaticus* Fauvel 1923 (Polychaeta: Serpulidae) en el reclutamiento de *Cyrtograpsus angulatus* Dana 1851 (Brachyura: Grapsidae), en la laguna costera Mar Chiquita, Argentina. *Ciencias Mar.* **28**:319-330.

Maciolek, N.J. 1985. A revision of the genus *Prionospio* Malmgren, with special emphasis to the genera *Apoprionospio* Foster, and *Paraprionospio* Caullery (Polychaeta: Spionidae). *Zool. J. Linn. Soc.* **84**:325-383.

Maldonado, M. 2006. The ecology of the sponge larva. *Can. J. Zool.* **84**:175-194.

Michaelsen, W. 1904. Revision der compositen Styeliden oder Polyzoinen. *Jahrb. Hamb. Wiss. Anst.* **21**(2):1-124.

Miloslavich, P., P.E. Penchaszadeh y G. Bigatti. 2007. Imposex en gastrópodos de Venezuela. *Ciencias Mar.* **33**(3):319-324.

Molnar, J.L., R.L. Gamboa, C. Revenga y M.D. Spalding. 2008. Assessing the global threat of invasive species to marine biodiversity. *Front. Ecol. Environ.* **6**(9):485-492.

Monniot, C. 1969-1970. Ascidies phlébobranches et stolidobranches: in résultats scientifiques de campagnes de la Calypso. *Ann. Inst. Océanogr.*, París, **47**:33-59.

Monniot, C., y F. Monniot. 1994. Additions to the inventory of eastern tropical Atlantic ascidians: Arrival of cosmopolitan species. *Bull. Mar. Sci.* **54**:71-93.

Okolodkov, Y.B., R. Bastida-Zavala, A.L. Ibáñez, J.W. Chapman, E. Suárez-Morales, F. Pedroche y F.J. Gutiérrez-Mendieta. 2007. Especies acuáticas no indígenas en México. *Ciencia y Mar* **11**(32):29-67.

Orensanz, J.M., A.M. Parma y M.A. Hall. 1998. The analysis of concentration and crowding in shellfish research, en G.S. Jamieson y A. Campbell (eds.), *Proceedings of the North Pacific Symposium on Invertebrate Stock Assessment and Management*. Canadian Special Publication in Fisheries and Aquatic Sciences, **125**:143-157.

Otani, M., y R. Yamanishi. 2010. Distribution of the alien species *Hydroides dianthus* (Verril, 1873) (Polychaeta: Serpulidae) in Osaka bay, Japan, with comments on the factors limiting its invasion. *Plank. Benth. Res.* **5**(2):62-68.

Peters Recagno, E.M. (eds.). *Invertebrados marinos exóticos en el Pacífico mexicano*. Geomare, A.C., INE-Semarnat, México. En prensa.

Pettibone, M.H. 1963. Marine polychaete worms of the New England region, 1. Aphroditidae through Trochochaetidae. *Bull. U.S. Natl. Mus.* **227**:1-356.

Pollard, D.A., y P.A. Hutchings. 1990. A review of exotic marine organisms introduced to Australian region. II. Invertebrates and Algae. *Asian Fish. Sci.* **3**:223-250.

Read, G.B. 2010. Comparison and history of *Polydora websteri* and *P. haswelli* (Polychaeta: Spionidae) as mud-blister worms in New Zealand shellfish. *New Zealand J. Mar. Fresh. Res.* **44**(2):83-100.

Reid, G. 2004. Guide to New Zealand shell polychaetes. <*www.annelida.net/nz/Polychaeta/Family/Spionidae/polydora-websteri.htm*> (consultada en agosto de 2012).

Reish, D.J. 1963. A quantitative study of the benthic polychaetous annelids of Bahía de San Quintín, Baja California. *Pac. Natur.* **3**:401-436.

Reish, D.J. 1968. A biological survey of bahía de Los Ángeles, Gulf of California, Mexico, Benthic polychaetous annelids. *Trans. San Diego Soc. Nat. Hist.* **15**:67-106.

Reish, D.J., y R.S. Carr. 1978. The effect of heavy metals on the survival, reproduction, development, and life cycles for two species of polychaetous annelids. *Mar. Poll. Bull.* **9**(1):24-27.

Rioja, E. 1943. *Estudios Anelidológicos* 7: Aportaciones al conocimiento de los exogóninos (Anel. poliquetos) de las costas mexicanas del Pacífico. *An. Inst. Biol.* **7**:207-227.

Rioja, E. 1946. *Estudios Anelidológicos* 15. Nereidos de agua salobre de los esteros del litoral del Golfo de México. *An. Inst. Biol.* **17**:205-214.

Rioja, E. 1947. *Estudios anelidológicos* 17. Contribución al conocimiento de los anélidos poliquetos de Baja California y mar de Cortés. *An. Inst. de Biol.*, Universidad Nacional Autónoma de México **18**(2):197-224.

Rioja, E. 1961. *Estudios Anelidológicos* 24. Adiciones a la fauna de anélidos poliquetos de las costas orientales de México. *An. Inst. Biol.* **31**:289-316.

Rioja, E. 1962. *Estudios Anelidológicos* 26. Algunos anélidos poliquetos de las costas del Pacífico de México. *An. Inst. Biol.* **33**:131-229.

Rius, M., M. Pascula y X. Turon. 2008. Phylogeography of the widespread marine invader *Microcosmus squamiger* (Ascidiacea) reveals high genetic diversity of introduced populations and non-independent colonizations. *Divers. Distrib.* **14**:818-828.

Rodríguez, L.F., y S.E. Ibarra-Obando. 2008. Cover and colonization of commercial oyster (*Crassostrea gigas*) shells by fouling organisms in San Quintín Bay, Mexico. *J. Shellfish Res.* **27**(2): 337-343.

Rodríguez-Valencia, J.A. 2004. Respuesta de los poliquetos bentónicos a la variabilidad ambiental y condiciones de El Niño en bahía Petacalco (Guerrero, México). *Ciencias Mar.* **30**(4):515-526.

Rosell, D., y M.J. Uriz. 2002. Excavating and endolithic sponge species (Porifera) from the Mediterranean: Species descriptions and identification key. *Organism Divers. Evol.* **2**:55-86.

Ruiz, G.M., P.W. Fofonoff, J.T. Carlton, M.J. Wonham y A.H. Hines. 2000. Invasion of coastal marine communities in North America: Apparent patterns, processes, and biases. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* **31**:481-531.

Ruiz-Ramírez, J.D., y S.I. Salazar-Vallejo. 2001. Exogoninae (Polychaeta: Syllidae) del Caribe mexicano con una clave para las especies del Gran Caribe. *Rev. Biol. Trop.* **49**(1):117-140.

Rützler, K. 1974. The burrowing sponges of Bermuda. *Smith. Contr. Zool.* **165**:1-32.

Rützler, K., y K.P. Smith. 1993. The genus *Terpios* (Suberitidae) and new species in the "*Lobiceps*" complex, en M.J. Uriz y K. Rützler (eds.), *Recent advances in ecology and systematics of sponges*. *Sci. Mar.* **57**(4):381-393.

Rützler, K., R.W.M. van Soest y C. Piantoni. 2009. Sponges (Porifera) of the Gulf of Mexico, en D.L. Felder y D.K. Camp. (eds.): *Gulf of Mexico–origins, waters, and biota. Biodiversity*. Texas A&M Press, College Station, Texas, pp. 285-313.

Salazar-Vallejo, S.I., E. Escobar-Briones, N.E. González, E. Suárez-Morales, F. Álvarez, J.A. de León-González y M.E. Hendrickx. 2007. Iniciativa mexicana en taxonomía: biota marina y costera. *Ciencia y Mar* **11**(32):69-77.

Salgado-Barragán, J., N. Méndez y A. Toledano-Granados. 2004. *Ficopomatus miamiensis* (Polychaeta: Serpulidae) and *Styela canopus* (Ascidiacea: Stylidae), non-native species in

Urías estuary, SE Gulf of California, México. *Cah. Biol. Mar.* **45**:167-173.

San Martín, G. 1991. *Grubeosyllis* and *Exogone* (Exogoninae: Syllidae, Polychaeta) from Cuba, the Gulf of México, Florida and Puerto Rico, with a revision of *Exogone*. *Bull. Mar. Sci.* **49**(3):715-740.

San Martín, G. 2005. Exogoninae (Polychaeta: Syllidae) from Australia with the description of a new genus and twenty-two new species. *Rec. Austr. Mus.* **57**(1):39-152.

Savigny, J.C. 1816. Recherches anatomiques sur les ascidies composées et sur les ascidies simples – Système de la classe des Ascidies, en *Mémoires sur les animaux sans vertèbres*, Pt 2. París, G. Dufour. **45**:1-239.

Schwindt, E., A. Bortolus y O.O. Iribarne. 2001. Invasion of a reef-builder polychaetes: Direct and indirect impacts on the native benthic community structure. *Biol. Invasions* **3**:137-149

Schwindt, E., O.O. Iribarne y F.I. Isla. 2004. Physical effects of an invading reef-building polychaetes on an Argentinean estuarine environment. *Est. Coastal Shelf Sci.* **59**:109-120.

Smith, K.F., P.L. Cahill y A.E. Fidler. 2010. First record of the solitary ascidian *Ciona savignyi* Herdman, 1882 in the Southern Hemisphere. *Aq. Inv.* **5**(4):363-368.

Sun, Y., H.A. Ten Hove, J.W. Qiu. 2012. Serpulidae (Annelida: Polychaeta) from Hong Kong. *Zootaxa* **3424**:1-42.

ten Hove, H.A., y J.C.A. Weerdenburg. 1978. A generic revision of the brackish-water serpulid *Ficopomatus* Southern 1921 (Polychaeta: Serpulinae), including *Mercierella* Fauvel 1923, *Sphaeropomatus* Treadwell 1934, *Mercierellopsis* Rioja 1945, and *Neopomatus* Pillai 1960. *Biol. Bull.* **154**:96-120.

Tokioka, T. 1953. *Ascidians of Sagami bay collected by his majesty the emperor of Japan*. Iwanami Shoten, Tokio.

Topsent, E. 1887. Contribution a l'étude des Clionides. *Arch. Zool. Expérim. Génér.* **2**(5):1-165.

Tovar-Hernández, M.A., y P. Knight-Jones. 2006. Species of *Branchiomma* (Polychaeta: Sabellidae) from the Caribbean Sea and Pacific coast of Panama. *Zootaxa* **1189**:1-37.

Tovar-Hernández, M.A., y B. Yáñez-Rivera. 2012a. Capítulo IX. Ficha técnica y análisis de riesgo de *Branchiomma bairdi* (McIntosh, 1885) (Polychaeta: Sabellidae), en A.M. Low Pfeng y Tovar-Hernández, M.A. y B. Yáñez-Rivera. 2012b. Capítulo X. Ficha técnica y análisis de riesgo de *Ficopomatus miamiensis* (Treadwell, 1934) (Polychaeta: Serpulidae), en A.M. Low Pfeng y E.M. Peters Recagno (eds.), *Invertebrados marinos exóticos en el Pacífico mexicano*. Geomare, A.C., INE–Semarnat, México, pp 167-190.

Tovar-Hernández, M.A., y B. Yáñez-Rivera. 2012b. Capítulo X. Ficha técnica y análisis de riesgo de *Ficopomatus miamiensis* (Treadwell, 1934) (Polychaeta: Serpulidae), en A.M. Low Pfeng y E.M. Peters Recagno (eds.). *Invertebrados marinos exóticos en el Pacífico mexicano*. Geomare, A.C. INE–Semarnat, México, pp. 193-212.

Tovar-Hernández, M.A., y B. Yáñez-Rivera. 2012c. Capítulo XI. Ficha técnica y análisis de riesgo de *Terebrasabella heterouncinata* Fitzhugh & Rouse, 1999 (Polychaeta: Sabellidae), en A.M. Low Pfeng y E.M. Peters Recagno (eds.), *Invertebrados marinos exóticos en el Pacífico mexicano*. Geomare, A.C., INE–Semarnat, México, pp 215-235.

Tovar-Hernández, M.A., E. Suárez-Morales y B. Yáñez-Rivera. 2010. The parasitic copepod *Haplostomides hawaiiensis* (Cyclopoida) from the invasive ascidian *Polyclinum constellatum* in the southern Gulf of California. *Bull. Mar. Sci.* **86**(3):637-648.

Tovar-Hernández, M.A., N. Méndez y J. Salgado-Barragán. 2009a. *Branchiomma bairdi*: A Caribbean hermaphrodite fan worm in the south-eastern Gulf of California (Polychaeta: Sabellidae). *Mar. Biod. Rec.* **2**:1-8.

Tovar-Hernández, M.A., N. Méndez, T.F. Villalobos-Guerrero. 2009b. Fouling polychaete worms from the southern Gulf of California: Sabellidae and Serpulidae. *Syst. Biodiv.* **7**:319-336.

Tovar-Hernández, M.A., T.F. Villalobos-Guerrero, B. Yáñez-Rivera, J.M. Aguilar-Camacho e I.D. Ramírez-Santana. 2012. *Guía de invertebrados acuáticos exóticos en Sinaloa*. Geomare, A.C., USFWS, INE–Semarnat, Mazatlán, Sinaloa.

Uriz, M.J. 1990. Possible influence of trawl fishery on recent expansion in the range of *Suberites tylobtusa* in the southeast Atlantic, en K. Rützler (ed.). *New perspectives in sponge biology*. Smithsonian Institution Press, Washington, pp. 309-315.

Uschakov, P.V. 1955. *Polychaeta of the far eastern seas of the USSR*. (traducción del ruso 1974). Israel Program in Scientific Translation.

Van Name, W.G. 1945. The North and South American Ascidians. *Bull. Amer. Mus. Nat. Hist.* **84**:1-476.

van Soest, R.W.M. 1984. Marine sponges from Curaçao and other Caribbean localities. Part III. Poecilosclerida, en P.W. Hummelinck y L.J. Van der Steen (eds.). Uitgaven van de Natuurwetenschappelijke Studiekring voor Suriname en de Nederlandse Antillen. No. 112. Stud. Fauna Curaçao other Carib. Isl. **62**(191):1-173.

van Soest, R.W.M., M.J. de Kluijver, P.H. van Bragt, M. Faasse, R. Nijland, E.J. Beglinger, W.H. de Weerdt y N.J. de Voogd. 2007. Sponge invaders in Dutch coastal waters. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* **87**(6):1733-1748.

Villalobos-Guerrero, T.F. 2012. Capítulo VIII. Ficha técnica y análisis de riesgo de *Alitta succinea* (Leuckart *in* Frey & Leuckart, 1847) (Polychaeta: Nereididae), en A.M. Low Pfeng y E.M. Peters Recagno (eds.), *Invertebrados marinos exóticos en el Pacífico mexicano*. Geomare, A.C., INE–Semarnat, México. En prensa.

Villalobos-Guerrero, T.F., B. Yáñez-Rivera y M.A. Tovar-Hernández. 2012. Capítulo IV: Polychaeta, en A.M. Low Pfeng y E.M. Peters Recagno (eds.), *Invertebrados marinos exóticos en el Pacífico mexicano*. Geomare, A.C., INE–Semarnat, México. En prensa.

Westheide, W. 1974. Interstitielle fauna von Galápagos, 11. Pisionidae, Hesionidae, Pilargidae, Syllidae (Polychaeta). *Mikrofauna Meeres.* **44**:194-338.

Wilson, R.S. 1988. Synonymy of the genus *Nectoneanthes* Imajima, 1972, with *Neanthes* Kinberg, 1866 (Polychaeta: Nereididae). *Proc. Biol. Soc. Wash.* **101**(1):4-10.

Wilson, R.S. 1999. Annelida: Polychaeta of Port Phillip Bay, en C.L. Hewitt, M.L. Campbell, R.E. Thresher y R.B. Martin (eds.), *Marine biological invasions of Port Phillip Bay, Victoria*. CSIRO, Centre for Research on Introduced Marine Pests, Technical report 20.

Wulff, J.L. 1996. Do the same sponge species live on both the Caribbean and eastern Pacific sides of the Isthmus of Panama? *Bull. Inst. R. Sci. Nat. Belg.* **66**:165-173.

Yokoyama, H., e Y. Ishihi. 2007. Varitation in food sources of the macrobenthos along a land-sea transect: A stable isotope study. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* **346**:127-141.

Zenetos, A., S. Gofas, M. Verlaque, M.E. Inar, E. García-Raso, C.N. Bianchi, C. Morri, E. Azzurro, M. Bilecenoglu, C. Froglia, I. Siokou, D. Violanti, A. Sfriso, G. San Martín, A. Giangrande, T. Katağan, E. Ballesteros, A. Ramos-Esplá, F. Mastrototaro, O. Ocaña, A. Zingone, M.C. Gambi y N. Streftaris. 2010. Alien species in the Mediterranean sea by 2010. A contribution to the application of European Union's Marine Strategy Framework Directive (MSFD). Part I. Spatial distribution. *Mediterranean Mar. Sci.* **11**(2):381-493.

Zibrowius, H. 1971. Les espèces Méditerranée du genre *Hydroides* (Polychaeta Serpulidae). Remarques sur le prétendu polymorphisme de *Hydroides uncinata*. *Tethys* **2**:691-746.

20 MOLUSCOS DULCEACUÍCOLAS INTRODUCIDOS E INVASORES

Edna Naranjo-García* y María Teresa Olivera-Carrasco

* Autor para recibir correspondencia: <naranjo@unam.mx>

Naranjo-García, E. y M.T. Olivera-Carrasco. 2014. Moluscos dulceacuícolas introducidos e invasores, en R. Mendoza y P. Koleff (coords.), *Especies acuáticas invasoras en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, pp. 337-345.

RESUMEN

La contribución sobre moluscos dulceacuícolas se centra en tres especies introducidas que han sido registradas en México: dos Prosobranchia, *Melanoides tuberculata* y *Tarebia granifera*, y un Bivalvia, *Corbicula fluminea*, en general provenientes del Oriente, y una especie nativa, *Pomacea flagellata*, que fue translocada de la vertiente del golfo de México a la vertiente del Pacífico mexicano. La importancia de las cuatro especies consideradas tiene que ver con aspectos ecológicos, económicos y médicos. Aquí se comentan su distribución en el país y los fenómenos que han producido en otras regiones, así como métodos de control empleados y aspectos desconocidos de las especies introducidas en México.

ABSTRACT

This contribution focuses on three introduced species of freshwater mollusks that have been registered in Mexico: two Prosobranchia, Melanoides tuberculata *and* Tarebia granifera*, and a Bivalvia,* Corbicula fluminea*, which originate in Asia, and a native species,* Pomacea flagellata*, which has been translocated from the Gulf of Mexico to the Pacific. The importance of these four species relies on ecological, economical and medical issues. In this chapter we describe their distribution in Mexico, and the changes they have caused, as well as control methods used and applied in other regions. The consequence of their presence in Mexico is still unknown.*

INTRODUCCIÓN

Los moluscos dulceacuícolas, integrados por bivalvos y gasterópodos, son grupos muy diversificados que en general ocupan cuerpos de agua muy variados (en especial los gasterópodos); algunas de las especies se distribuyen ampliamente e invaden nuevos hábitats de forma relativamente rápida, mientras que otras se encuentran en sitios restringidos.

Thompson y Hanley (1982) mencionan que los pulmonados dulceacuícolas son monoicos y cada individuo constituye una población reproductora en potencia; en su mayoría son tolerantes a la desecación y a diversas condiciones fisicoquímicas del ambiente, debido a que pueden respirar fuera del agua, y muchas especies son más anfibias que acuáticas. Los mismos autores agregan que los moluscos operculados o prosobranquios dulceacuícolas son dioicos y por tanto requieren pares de cruza; tienen respiración branquial, lo que limita su capacidad para respirar fuera del agua, y sus requerimientos ambientales son muy específicos por lo que, en general, son menos susceptibles de establecerse al ser translocados. Dos especies que escapan a estas limitaciones son los prosobranquios *Melanoides tuberculata* y *Tarebia granifera*. En el aspecto médico y veterinario las formas dulceacuícolas cobran gran interés porque varias especies son hospederos intermediarios de parásitos (Malek y Cheng, 1974; Appleton *et al.*, 2009), que producen serias afectaciones de salud al hombre y a los animales silvestres o domésticos. Estos efectos se acentúan particularmente en las poblaciones humanas más desprotegidas, carentes de recursos económicos y con nulos o malos hábitos de higiene. Cuando una especie es introducida en un área fuera de su distribución natural, deja tras de sí los factores que regulan su población, ya sean depredadores, competidores o agentes causales de enfermedad (Facon *et al.*, 2003); si los nuevos factores ambientales le son favorables, se manifiestan características innatas que le permiten sobrevivir en el nuevo ambiente, generalmente expresando su máximo potencial reproductivo, y si éste es alto, en poco tiempo produce poblaciones grandes que consumen la vegetación circundante, eliminando áreas sombreadas y compitiendo con las poblaciones nativas, por lo que en poco tiempo dejan a su paso un panorama de destrucción (Burch, 1960). Actualmente en México se han registrado tres especies de moluscos dulceacuícolas introducidas e invasoras que provienen del Oriente en general: *Melanoides tuberculata*, *Tarebia granifera* y *Corbicula fluminea*. Una cuarta especie, *Pomacea flagellata*, es nativa de la vertiente del golfo de México, sin embargo, ocupa la categoría de translocada, ya que fue llevada a la vertiente del Pacífico mexicano.

A continuación se presenta la sistemática de estos moluscos:

Clase Gastropoda
  Subclase Prosobranchia
    Orden Mesogastropoda
      Superfamilia Viviparoidea
        Familia Ampullariidae
          Pomacea flagellata (Say, 1827)
      Superfamilia Cerithioidea
        Familia Thiaridae
          Melanoides tuberculata (Müller, 1774)
          Tarebia granifera (Lamarck, 1822)

Clase Bivalvia
  Subclase Heterodonta
    Orden Veneroidea
      Superfamilia Corbiculoidea
        Familia Corbiculidae
          Corbicula fluminea (Müller, 1774)

ESTUDIOS DE CASO

Pomacea flagellata

El ser humano ha contribuido mediante diversas actividades a transportar organismos vivos (plantas y animales) a regiones fuera de su distribución nativa; tal es el caso en México de *Pomacea flagellata*, cuya distribución natural se encuentra en la vertiente del golfo de México, del norte de Veracruz a la península de Yucatán, y que ha sido introducida en la vertiente del Pacífico (Naranjo-García y García-Cubas, 1986). Se desconoce tanto la fecha de introducción como la ruta seguida; los primeros registros en la Colección Nacional de Moluscos (Cnmo) datan del 9 de agosto de 1990 de la laguna Potrero Grande, Colima, y del 24 de febrero de 1992 de la laguna Mezcales, El Ticuis, Michoacán. Esta especie se ha empleado en el Caribe y Sudamérica como agente de control biológico, ya que evita el establecimiento de colonias de *Biomphalaria glabrata* –especie transmisora de la *Schistoma man-*

soni– pues consume las masas ovígeras de esta especie (Naranjo-García y García Cubas, 1986). La especie es anfibia; durante el día permanece en el fondo o sobre la vegetación acuática, y durante la noche frecuenta las orillas de los cuerpos de agua en que habita; es herbívora pero ocasionalmente actúa como saprófaga facultativa, e incluso como depredadora de otros moluscos. Es ovípara y se reproduce durante todo el año; las puestas son ovipositadas durante la noche sobre la vegetación emergida (troncos, ramas) o rocas y en épocas de sequía suelen enterrarse, por ejemplo en El Zacatal, Los Tuxtlas, Veracruz, entre marzo y mayo (Rangel Ruiz, 1988).

Hasta el momento no se han registrado en la literatura efectos nocivos aparentes provocados por *Pomacea flagellata* en la vertiente del Pacífico; sin embargo, es preciso vigilar el desarrollo de estas poblaciones, ya que existen experiencias dramáticas con la introducción de otras especies del género en diversas regiones del mundo. Un ejemplo de lo que puede suceder lo tenemos con la especie *Pomacea canaliculata*, nativa de Sudamérica; su distribución abarca desde Colombia y las Guyanas hasta el sur de la provincia de Buenos Aires, Argentina, en las cuencas de los ríos de La Plata y Amazonas (Damborenea y Darrigran, 2002). Esta especie, al ser introducida en Asia alrededor de 1980, se convirtió en plaga del arroz (*Oryza sativa*), provocando grandes pérdidas económicas. En 1989 fue introducida en Hawái, probablemente desde Filipinas, en donde se transformó en la principal plaga de la planta de taro (*Colocasia esculenta*) (Cowie, 2005) –planta amilácea de interés alimentario para la población humana, ecológicamente muy similar al arroz (Cowie, 2002). Se estima que *P. canaliculata* puede dispersarse con rapidez de áreas agrícolas a sistemas dulceacuícolas naturales, en donde puede causar gran impacto provocando modificaciones del ambiente por la destrucción de la vegetación indígena y por competencia con la fauna nativa, entre ella los moluscos. En el sureste de Asia la presencia de *P. canaliculata* ha provocado la disminución de poblaciones nativas del género *Pila* (Cowie, 2005). Un efecto de la translocación de *Pomacea flagellata* a la vertiente pacífica se refleja en la ampliación de la distribución del gavilán caracolero *Rostrhamus sociabilis*, que se alimenta casi exclusivamente de esta especie. Este gavilán se distribuye en el sureste de México, istmo de Tehuantepec y el sur de Veracruz (vertiente del golfo de México), y ocasionalmente se ha registrado en las costas de Chiapas y Guerrero; en Colima se empezó a observar a partir de 1998 y en Jalisco desde 2004 (Pineda-López *et al*., 2012). Una situación similar sucede con el carrao *Aramus guarauna* que se distribuye en las regiones bajas de Oaxaca, Veracruz, Chiapas y la península de Yucatán; se ha observado que coloniza áreas distantes cuando en ellas abundan poblaciones del género *Pomacea*, de manera que hay registros de Colima, Nayarit y Jalisco (Palomera-García *et al*., 2006). La distribución de ambas especies, parcialmente migratorias, está muy relacionada con la presencia de caracoles del género *Pomacea* que constituyen su principal alimento (Palomera-García *et al*., 2006; Pineda-López *et al*., 2012).

Tarebia granifera

Tarebia granifera se distribuye naturalmente en Timor (Pointier y Marquet, 1990), Madagascar, India, Malasia, Filipinas, las islas de la Sociedad, el norte de las islas Ryukyu y Hawái (Pace, 1973). Es ovovivípara y se reproduce mediante partenogénesis (aunque se piensa que pueden existir algunos machos dentro de sus poblaciones), alcanza la madurez al llegar a la talla de 5.5 a 8 mm en el campo y entre 6 y 7 mm en poblaciones de laboratorio, o a los cinco meses de vida (Appleton *et al*., 2009); en el lago Hanabanilla, Cuba, alcanzan la madurez en un año, con una talla de 18 mm (Gutiérrez Amador *et al*., 1995). Entre sus preferencias ambientales gusta de cuerpos de agua lénticos o lóticos, con pH de 7.1 a 8.8, con temperatura mayor a 24 °C; se halla desde la orilla y hasta metro y medio de profundidad (Chianotis *et al*., 1980; Appleton *et al*., 2009). En Puerto Rico sus poblaciones toleran afluentes de aguas muy contaminadas, procedentes de las plantas de tratamiento, así como lodo, limo y detergentes (Chianotis *et al*., 1980); también es tolerante a la salinidad (9.98%), y puede vivir en aguas moderadamente salinas y salobres. En Sudáfrica los cuerpos de agua habitados por *Tarebia* están circundados por vegetación (Appleton *et al*., 2009). En México se le ha registrado en sitios rodeados de vegetación (arroyo José, Reserva de Montes Azules, Chiapas), así como en playas arenosas soleadas en el río Lacantún (Reserva de Montes Azules) y en el río Zimatán, Oaxaca (Naranjo-García, datos no publicados). *Tarebia granifera* fue registrada por primera vez en México en el lago de Catemaco, Veracruz (Naranjo-García *et al*., 2005); la abundancia del molusco en las recolectas de febrero y

junio de 2005 sugiere que llegó alrededor de dos o tres años antes y posiblemente fue transportada por aves migratorias (al menos eso parece haber sucedido en la Reserva de Montes Azules, pues se encontró en el arroyo José y en el río Tzendales, cuerpos de agua dentro de la reserva y sin influencia de seres humanos). Chianotis *et al.* (1980) proponen que una de las formas de dispersión de *Tarebia* es pasiva, por intervención del humano y en las patas de las aves. En Sudáfrica se sugiere que la dispersión de *Tarebia* ha sido pasiva por medio de aves consumidoras de caracoles, que al defecar en otros hábitats posiblemente las propagan, puesto que han encontrado pequeños caracoles ilesos entre fragmentos del mismo caracol en las heces de aves no identificadas (Appleton *et al.*, 2009). La especie se ha registrado en Veracruz, además del lago de Catemaco (Naranjo-García *et al.*, 2005), en los ríos Tuxpan y Tecolutla (López-López *et al.*, 2009), en la región de Los Tuxtlas, en el río Máquinas y en el Salto de Eyipantla (Millán, 2012); en el estado de Oaxaca se encuentra en la cuenca baja del río Zimatán, en donde su mayor abundancia se presenta en octubre (Naranjo-García, datos no publicados); en Tabasco en la cuenca hidrológica Grijalva-Usumacinta (Rangel Ruiz *et al.*, 2011); en el estado de Chiapas se encontró en varios arroyos y ríos (Ixcán, Chajul y Tzendales) que vierten sus aguas en el río Lacantún, y además en el propio río Lacantún (Ramírez-Martínez *et al.*, manuscrito en preparación).

Los efectos de su presencia en cuerpos de agua dulce pueden provocar: 1] desplazamiento de especies nativas del género *Pachychilus*, ya que poseen el mismo tipo de requerimientos ambientales; 2] desplazamiento o regulación de especies del género *Biomphalaria*, como se ha visto en países del Caribe y Sudamérica (Pointier y Augustin, 1999; Pointier *et al.*, 1998); 3] como posee un alto potencial reproductivo mediante partenogénesis y es ovovivípara invade rápidamente los cuerpos de agua donde es introducida; tarda en madurar entre seis meses y un año, pero es más longeva que *Melanoides tuberculata* (Gutiérrez Amador *et al.*, 1995), y 4] poblaciones abundantes de esta especie modifican las condiciones físicas del medio ambiente.

Melanoides tuberculata

Melanoides tuberculata proviene de África, del este del Mediterráneo, India, el este de Asia, Malasia y sur de China, el norte de las islas Ryukyu, muchas de las islas del Pacífico, el norte de Australia y las Nuevas Hébridas (Pace, 1973). Es también partenogenética y ovovivípara pero con un mayor ritmo de crecimiento instantáneo y, en comparación con *Tarebia granifera*, es de talla similar, alcanza la madurez en seis meses, pero es menos longeva (Gutiérrez Amador, 1995; Appleton *et al.*, 2009); vive dos años aproximadamente y la mortandad es alta cuando sobrepasa los 9 mm de longitud (Dudgeon, 1989). Se piensa que su dispersión se debe al comercio de plantas acuáticas (Facon *et al.*, 2003) y al poco cuidado de los aficionados en el aseo de los acuarios, ya que vierten el agua y detritus en el sistema de drenaje público (Contreras-Arquieta y Contreras-Balderas, 1999). En Hong Kong habita en cuerpos de agua de corriente lenta o en agua estancada; es filtradora de depósito. Crece rápidamente, soporta la desecación y amplias variaciones en el nivel del agua. Dudgeon (1989) menciona que alcanza la madurez sexual con una talla de 3.5 mm (su talla en la madurez llega a ser de 36 mm), mientras que en Cuba la talla es de 12 mm (Gutiérrez Amador *et al.*, 1995). Cuando conviven en el mismo cuerpo de agua *Melanoides* y *Tarebia*, esta última domina sobre *Melanoides* (Appleton *et al.*, 2009), que se encontrará con un número escaso de individuos; en aguas mexicanas se ha observado también este comportamiento en los ríos Tuxpan y Tecolutla (López-López *et al.*, 2009).

Contreras-Arquieta *et al.* (1995) sostienen que *Melanoides tuberculata* llegó a México en la década de los años sesenta; sin embargo, el primer registro en una publicación es de los alrededores de Veracruz en 1973 (Abbott, 1973). Esta especie se encuentra prácticamente en todos los cuerpos dulceacuícolas del país, en las vertientes del océano Pacífico y del Golfo, así como en el centro de México (Contreras-Arquieta *et al.*, 1991; 1995; Contreras-Arquieta, 1998; Contreras-Arquieta y Contreras Balderas, 1999).

Corbicula fluminea

El bivalvo *Corbicula fluminea* proviene del sur de China (Morton, 1986); posiblemente fue introducido en Canadá antes de 1924 (Counts, 1981) y el primer registro en Estados Unidos es de 1938 (Hanna, 1966), cuando hubo gran afluencia de inmigrantes chinos en este país. Para los chinos cantoneses, *Corbicula flumi-*

nea es un alimento frecuente en su dieta (Counts, 1981). McMahon (1982) atribuye su dispersión a la intervención del ser humano, ya que la especie se diseminó ampliamente por Estados Unidos, al ser usada como carnada para pescar y tal vez también haya sido una curiosidad en acuarios; otra posibilidad es que pudo haber sido introducida por medio del agua de lastre o junto con el transporte de arena.

La especie es un organismo filtrador que habita tanto en aguas lóticas como lénticas y en varios tipos de sustrato con sedimento suave, en los que se encuentra sobre éste o semienterrada; prefiere aguas claras bien oxigenadas, tiene la capacidad de reproducirse rápidamente, pero posee poca tolerancia a las bajas temperaturas (2-30 °C) (lo que puede producir cambios en el tamaño de las poblaciones de un año a otro en los cuerpos de agua más al norte). Las formas amarilla y café son hermafroditas simultáneas y ovovivíparas, incuban las larvas en trocófora a veliger entre los espacios interlamelares de las branquias (demibranquias) y cuando la temperatura del agua es de 16 °C o mayor, liberan la larva en estado pediveliger no nadador (Scheller, 1997; Karatayev *et al.*, 2003; Foster *et al.*, 2012).

Sus poblaciones crecen rápidamente, alcanzan tallas de 50 a 70 mm y viven de tres a siete años (Karatayev *et al.*, 2003; Foster *et al.*, 2012); se alimentan de la columna de agua usando sus sifones y "alimentación por medio del pie" (*pedal-feed*) de los sedimentos (Karatayev *et al.*, 2003).

En México se ha registrado hacia el norte del país en las vertientes del Pacífico y del golfo de México (Taylor, 1981; Hillis y Madden, 1985; Morton, 1986; Contreras-Arquieta y Contreras-Balderas, 1999; Torres-Orozco y Revueltas-Valle, 1996). Registros de ejemplares depositados en la Colección Nacional de Moluscos (cuadro 1), confirman su amplia distribución.

En varias regiones del mundo es una especie considerada como plaga, por su capacidad de crecer en abundancia; son responsables de la obstrucción de tuberías en sistemas de enfriamiento de diversos procesos industriales, impiden el flujo del agua en canales de irrigación y abastecimiento, destruyen las capas de grava del concreto y al apiñarse compiten por el espacio y el alimento disponibles con almejas Unionidae nativas (Britton y Fuller, 1979); hasta el momento no tenemos información de que esto haya sucedido en México.

Desde el año 1956 en Estados Unidos tenían ya serios problemas de taponamiento de tuberías debido a la abundancia de esta especie (Isom, 1986); en 1986 causaron daños a la industria estimados en 1 000 millones de dólares (Karatayev *et al.*, 2003). Se ha observado que al aumentar la población de *C. fluminea* disminuye la de uniónidos; sin embargo, es difícil asegurar que este efecto se deba a la presencia del invasor o que se trate del resultado de acciones antropogénicas (Scheller, 1997).

CONTROL

Se ha intentado controlar los moluscos dulceacuícolas de importancia médica con sustancias obtenidas de plantas con propiedades moluscicídas; de todas las probadas hasta ahora la que parece tener mayor actividad y efectividad es un compuesto de saponinas triterpenoides obtenido de *Phytolacca dodecandra*, que ha mostrado muy buenos resultados en Etiopía; su desventaja estriba en el alto costo del cultivo de la planta (Marston y Hostettman, 1987). En México se ha probado la planta *Piqueria trinervia* –de la cual se obtiene el "Piquerol A", un compuesto sesquiterpenoide– con muy buenos resultados (60 a 100% de mortalidad, en 24 horas y abarcando un amplio espectro de moluscos dulceacuícolas involucrados en la transmisión de parásitos) (Cruz Reyes *et al.*, 1989); tales sustancias podrían probarse en las especies introducidas. Bombeo-Tuburan *et al.* (1995) probaron el cultivo del camarón *Penaeus monodon* con diferentes dietas, la más redituable de las cuales, tanto nutricional como económicamente, fue una en la que se mezcla yuca (*Manihot esculenta*) con el caracol *Pomacea canaliculata* (plaga en cultivos de arroz en las Filipinas) o maíz y caracol, aunque esta última con resultados menos redituables. La mezcla de materiales les dio mejores resultados que dietas basadas en uno solo de ellos. Estos autores proponen como alternativa el uso del caracol durante la época de lluvias (cuando son abundantes), como un recurso para el mejoramiento de la dieta (en este caso del camarón); en aquellos sitios donde el caracol se ha salido de control y es una plaga se recomienda evitar cultivarlos para realmente erradicar los caracoles (Bombeo-Tuburan *et al.*, 1995). En Hawái se ha intentado erradicar, sin éxito, poblaciones intrusivas de *Pomacea canaliculata* con el uso de plaguicidas; el mejor método de control ha sido la recolecta de los caracoles a mano y la constante destrucción de masas ovígeras (Cowie, 2005).

Cuadro 1. **Ejemplares de *Corbicula fluminea* en el acervo de la Colección Nacional de Moluscos, con número de catálogo, localidad y fecha de recolecta**

Número de catálogo	*Localidad*	*Fecha*
299	Nayarit, municipio de Nayar, río Huaynamota	s. f.
301	Jalisco, municipio La Huerta, río Cuitzmala	6 octubre 1993
314	Sonora, 12 km E Los Álamos, río Cuchujachi	28 abril 1993
440	Jalisco, Ayuquila	14 y 20 marzo 1986
443	Jalisco, río Cuitzmala	14 mayo 1994
689	Veracruz, *ca*. 16 km de Córdoba, nacimiento río Atoyac	agosto 1997
771	Oaxaca, Dominguillo (cañada Cuicatlán)	20-26 enero 1998
1163	Jalisco, río Ayuquila, La Estancia	mayo 1990
1679	Durango, río Mezquital	30 enero 2006
1681	Chihuahua, Huapoca (W Madera)	18-20 enero 2006
1682	Jalisco, *ca*. La Pareja, río Ameca	5 febrero 2006
1684	Jalisco, río Ameca, *ca*. puente La Esperanza	2 febrero 2006
1690	Zacatecas, río Juchipila bajo puente del lado norte de Jalpa	1 febrero 2006
1692	Zacatecas, río Juchipila, 10 km S of Mayahua de Estrada	1 febrero 2006
1700	Jalisco, río Ameca, bajo puente sobre la carretera San Antonio de la Vega	3 febrero 2006
1705	Jalisco, río Ameca, *ca*. Jayamitla	2 febrero 2006
1720	Colima, La Mesa	abril 2006
1735	Jalisco, lago de Chapala a San Juan Cosala	14-16 febrero 2006
1857	Jalisco, sierra La Vainilla	25 diciembre 1989
2097 y 3065	Nayarit, Las Adjuntas, río Santiago y Huaynamota	29 mayo 1991/ 29 mayo 1991
2164, 2165 y 2167	San Luis Potosí, municipio Cd. Valles, río Valles-Los Nopales	3 diciembre 2006/ 24 marzo 2007/ 21 enero 2006
2166	San Luis Potosí, municipio Axtla de Terrazas, río Axtla	3 diciembre 2006
2597	Sonora, municipio Soyopa, río Yaqui	17 marzo 1998
2827	Michoacán, Lázaro Cárdenas	2 agosto 2008
2940	Durango, pueblo En el Nombre de Dios, río El Tunal	8 octubre 2008
2942	Durango, pueblo En El Nombre de Dios, río Durango	8 octubre 2008
3177	Chihuahua, carr. Cd. Cuauhtémoc-Chihuahua, Arroyo Padre Jesús Maldonado	14 agosto 2009
3179	Chihuahua, río Conchos bajo el puente río Conchos	21 agosto 2009
3284	Chiapas, brazo del río Lacantún frente al poblado Playón de la Gloria	25 mayo 2009
3385	Chihuahua, Ojinaga, río Bravo, en la brecha Puliques	21 agosto 2009
3773	Chiapas, río Lacantún frente al poblado Adolfo López Mateos	25 mayo 2009
4009	Veracruz, río Coatzacoalcos *ca*. pueblo Barragantitlán	mayo 2012

CONCLUSIONES

La presencia de especies invasoras en cuerpos de agua dulce suele pasar inadvertida; su arribo puede ser ocasionado por factores naturales y antrópicos, y en la mayoría de los casos su detección no es el objetivo principal de los estudios emprendidos. El efecto de los moluscos introducidos sobre la fauna nativa, su forma y grado de afectación es un tema pendiente en México. Sin embargo, se tienen nociones de cómo podrían manifestarse esas afectaciones. No existe evidencia de que la translocación de *Pomacea flagellata* haya producido algún efecto nocivo en las nuevas áreas de distribución, pero se sabe que provocó la ampliación del área de distribución de dos especies de aves (*Rostrhamus sociabilis* y *Aramus guarauna*). Aun-

que en el mundo son numerosas las investigaciones realizadas sobre el efecto de las especies *Tarebia granifera*, *Melanoides tuberculata* y *Corbicula fluminea* sobre el ambiente o a las poblaciones nativas, en México estos aspectos se desconocen.

REFERENCIAS

Abbott, R.T. 1973. Spread of *Melanoides tuberculata*. *Nautilus* **87**(1):29.

Appleton, C.C., A.T. Forbes y N.T. Demetriades. 2009. The occurrence, bionomics and potential impacts of the invasive fresh water snail *Tarebia granifera* (Lamarck, 1822) (Gastropoda: Thiaridae) in South Africa. *Zool. Meded.* **83**:1-8. Disponible en: <*www.zoologischemededelingen.nl/83/nr03/a04*>.

Bombeo-Tuburan, I., S. Fukumoto y E.M. Rodríguez. 1995. Use of the golden apple snail, cassava, and maize as feeds for the tiger shrimp, *Penaeus monodon*, in ponds. *Aquaculture* **131**: 9-100.

Britton, J.C., y S.L.H. Fuller. 1979. The freshwater bivalve Mollusca (Unionidae: Sphaeriidae: Corbiculidae) of the Savannah River Plant, South Carolina. The Savannah River Plant Publication SRO-NERP-3.

Burch, J.B. 1960. Some snails and slugs of quarantine significance to the United States. ARS 82-1, U. S. Dept. of Agr., Washington, DC.

Chianotis, B.N., J.M. Butler Jr., F.F. Ferguson y W.R. Jobin. 1980. Bionomics of *Tarebia granifera* (Gastropoda: Thiaridae) in Puerto Rico, an Asiatic vector of *Paragonimiasis westermani*. *Caribb. J. Sci.* **16**(1-4):81-90.

Contreras-Arquieta, A. 1998. New records of the snail *Melanoides tuberculata* (Müller, 1774) (Gastropoda: Thiaridae) in the Cuatrociénegas basin, and its distribution in the state of Coahuila, Mexico. *Southwest. Nat.* **43**(2):283-286.

Contreras-Arquieta, A., G. Guajardo-Martínez y S. Contreras-Balderas. 1991. *Thiara (Melanoides) tuberculata* Müller, 1774 (Gastropoda: Thiaridae) introducida en México y su probable impacto ecológico. XI Congreso Nacional de Zoología, 28 a 31 de octubre, Mérida, Yucatán, Programa y resúmenes, resumen 133.

Contreras-Arquieta, A., G. Guajardo-Martínez y S. Contreras-Balderas. 1995. *Thiara (Melanoides) tuberculata* (Müller, 1774) (Gastropoda: Thiaridae) su probable impacto ecológico en México. Publicaciones Biológicas – FCB/UANL México **8**(1 y 2):17-24.

Contreras-Arquieta, A., y S. Contreras-Balderas. 1999. Description, biology, and ecological impact of the screw snail, *Thiara tuberculata* (Müller, 1774) (Gastropoda: Thiaridae) in Mexico. En: R. Claudi y J.H. Leach (eds.), *Nonindigenous freshwater organisms: Vectors, biology, and impacts.* Lewis Publishers, Boca Ratón, pp. 151-160.

Counts, C.L. III. 1981. *Corbicula fluminea* (Bivalvia: Sphaeriacea) in British Columbia. *Nautilus* **95**(1):12-13.

Cowie, R.H. 2002. Apple snails (Ampullariidae) as agricultural pests: Their biology, impacts and management, en G.B. Barker (ed.), *Molluscs as crop pests*. CABI Publishing, EUA, pp. 145-190.

Cowie, R.H. 2005. *Pomacea canaliculata* (mollusc). ISSG Database-IUCN-Ecology of *Pomacea canaliculata*.

Cruz Reyes, A., C. Chavarin, M.P. Campos Arias, J. Taboada y M. Jiménez. 1989. Actividad molusquicida del piquerol A aislado de *Piqueria trinervia* (Compositae) sobre ocho especies de caracoles pulmonados. Memorias del Instituto Oswaldo Cruz, **84**(1):35-40.

Damborenea, M.C., y G. Darrigran. 2002. Un sudamericano invade Asia. *Revista Ciencia Hoy* en línea, **11**(66): *www.cienciahoy.org.ar/vol11.htm*>.

Dudgeon, D. 1989. Ecological strategies of Hong Kong Thiaridae (Gastropoda: Prosobranchia). *Malacol. Rev.* **22**:39-53.

Facon, B., J.-P. Pointier, M. Glaubrecht, C. Poux, P. Jarne y P. David. 2003. A molecular phylogeography approach to biological invasions of the New World by parthenogenetic thiarid snails. *Mol. Ecol.* **12**:3027-3039.

Foster, A.M., P. Fuller, A. Benson, S. Constant, D. Raikow, J. Larson y A. Fusaro. 2012. *Corbicula fluminea*. USGS Non-indigenous Aquatic Species Database, Gainesville. Disponible en : <*http://nas.er.usgs.gov/queries/factsheet.aspx?speciesid=92*> (consultada en octubre de 2012).

Gutiérrez Amador, A., G. Perera de Puga, M. Yong Cong, J.R. Ferrer López y J. Sánchez Noda. 1995. Distribución y posible competencia entre *Melanoides tuberculata* y *Tarebia granifera* (Prosobranchia: Thiaridae) en el lago Hanabanilla, Cuba. *Rev. Cubana Med. Trop.* **47**(2):93-99.

Hanna, G.D. 1966. Introduced mollusks of western North America. Occasional Papers of the California Academy of Sciences 48.

Hillis, D.M., y R.L. Madden. 1985. Spread of the Asiatic clam, *Corbicula* (Bivalvia: Corbiculacea) into the New World tropics. *Southwest. Nat.* **30**(3):454-456.

Isom, B.G. 1986. Historical review of Asiatic clam (*Corbicula*) invasion and biofouling of waters and industries in the Americas. *Am. Malacol. Bull.* Special Edition (2):1-5.

Karatayev, A.Y., L.E. Burlakova, T. Kesterson y D.K. Padilla. 2003. Dominance of the Asiatic clam *Corbicula fluminea* (Müller) in the bentic community of a reservoir. *J. Shellfish Res.* **22**(2):487-493.

López- López, E., J.E. Sedeño-Díaz, P. Tapia Vega y E. Oliveros. 2009. Invasive mollusks *Tarebia granifera* Lamarck, 1822, and *Corbicula fluminea* Müller, 1774, in the Tuxpam and Tecolutla rivers, Mexico: Spatial and seasonal distribution patterns. *Aq. Inv.* **4**(3):435-450.

Malek, E.A., y T.C. Cheng. 1974. *Medical and economic malacology.* Academic Press, Nueva York.

Marston, A., y K. Hostettman. 1987. Antifungal, molluscicidal and cytotoxic compounds from plants used in traditional medicine, en K. Hostettman y P.J. Lea (eds.), *Biologically active natural products.* Proceedings of the Phytochemical Society of Europe, vol. 27, Oxford University Press, Oxford, pp. 65-83.

McMahon, R.F. 1982. The occurrence and spread of the introduced Asiatic freshwater clam, *Corbicula fluminea* (Müller),

in North America: 1924-1982. *Nautilus* **96**(4):134-141.

Millán, L. 2012. Patrón de distribución de los moluscos dulceacuícolas de Los Tuxtlas, Veracruz. Tesis de maestría en ciencias, posgrado en ciencias biológicas, Instituto de Biología. UNAM, México.

Morton, B. 1986. *Corbicula* in Asia – an updated synthesis. *Am. Malacol. Bull.* Special Edition (2): 113-124.

Naranjo-García, E., y A. García-Cubas. 1986. Algunas consideraciones sobre el género *Pomacea* (Gastropoda: Pilidae) en México y Centroamérica. *Anales del Instituto de Biología, UNAM, Serie Zoología* **56**(2): 603-606.

Naranjo-García, E., M.E. Diupotex-Chong y R. Familiar. 2005. *Tarebia granifera* (Lamarck, 1822) (Gastropoda: Prosobranchia: Pachychilidae) en el lago de Catemaco, Veracruz, México. VI Congreso Latinoamericano de Malacología, Instituto Smithsoniano de Investigaciones Tropicales, 101.

Pace, G.L. 1973. The freshwater snails of Taiwan (Formosa). *Malacol. Rev.* (Supl. 1).

Palomera-García, C., S. Contreras-Martínez, B.Y. Cruz-Rivera, B. Villa Bonilla y J.C. Gómez-Llamas. 2006. Registros adicionales del carrao (*Aramus guarauna*) en el estado de Jalisco, México. *Huitzil* **7**:23-26.

Pineda-López, R., N. Febvre Morales y M. Martínez. 2012. Confirmación de la presencia del gavilán caracolero (*Rostrhamus sociabilis*) en Jalisco, México. *Huitzil* **13**(1):39-42.

Pointier, J.P., y D. Augustin. 1999. Biological control and invading freshwater snails: A case study. *C.R. Acad. Sci. III* **322**:1093-1098.

Pointier, J.P., y G. Marquet. 1990. Taxonomy and distribution of freshwater mollusks of French Polynesia. *Venus* **49**(3):215-231.

Pointier, J.P., S. Samadi, P. Jarne y B. Delay. 1998. Introduction and spread of *Thiara granifera* (Lamarck, 1822) in Martinique, French West Indies. *Biodiversity Conserv.* **7**:1277-1290.

Ramírez-Martínez, C., G. Salgado-Maldonado, E. Naranjo-García, L. Lozano-Vilano, M.E. García, J.M. Caspeta. Aquatic alien species (helminths, mollusks, freshwater fishes), from the río Lacantún at the Biosphere Reserve Montes Azules, Chiapas, Mexico. (Manuscrito en preparación).

Rangel Ruiz, L.J. 1988 (1987). Estudio morfológico de *Pomacea flagellata* Say, 1827 [sic] (Gatropoda: Ampullaridae) y algunas consideraciones sobre su taxonomía y distribución geográfica en México. *Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México* **58**(1): 21-34.

Rangel Ruiz, L.J., J. Gamboa Aguilar, M. García Morales y O.M. Ortiz Lezama. 2011. *Tarebia granifera* (Lamarck, 1822) en la región hidrológica Grijalva-Usumacinta en Tabasco, México. *Acta Zool. Mex.* (n.s.) **27**(1):103-114.

Scheller, J.L. 1997. The effect of dieoffs of Asian clams (*Corbicula fluminea*) on native freshwater mussels (Unionidae). Thesis Master of Science in Biology, Faculty of Virginia Polytechnic Institute and Virginia State University, EUA.

Taylor, D.W. 1981. Freshwater mollusks of California: A distributional checklist. *Calif. Fish Game* **67**(3):140-163.

Thompson, F.G., y R.W. Hanley. 1982. Mollusca, en H.R. Roberts y C.S. Carbonell (eds.), *Aquatic biota of Mexico, Central America and West Indies*. San Diego State University, pp. 477-485.

Torres-Orozco, B.R., y E. Revueltas-Valle. 1996. New southernmost record of the Asiatic clam *Corbicula fluminea* (Bivalvia: Corbiculidae) in Mexico. *Southwest. Nat.* **41**(1):60-98.



21 CRUSTÁCEOS EXÓTICOS INVASORES

Gabino A. Rodríguez-Almaraz* y María del Socorro García-Madrigal

* Autor para recibir correspondencia: <balanus2006@yahoo.com.mx>

Rodríguez-Almaraz, G.A. y M.S. García-Madrigal. 2014. Crustáceos exóticos invasores, en R. Mendoza y P. Koleff (coords.), *Especies acuáticas invasoras en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, pp. 347-371.

RESUMEN

Se analiza el origen, introducción, efectos en fauna nativa y amenazas al ambiente que podrían ocasionar 39 especies de crustáceos, que incluyen especies exóticas confirmadas, invasoras potenciales y aquéllas cuyo estatus está por confirmarse. Ocho especies corresponden a los cirrípedos (percebes) y 21 a los peracáridos, que incluyen 12 especies de anfípodos, seis de isópodos, dos tanaidáceos y una especie de misidáceo. También se reconocen 10 especies de crustáceos decápodos, de las cuales cuatro son invasoras establecidas en ambientes de agua dulce o salobre de México. Dentro de este grupo están incluidas especies de camarones, langostinos, cangrejos braquiuros y acociles.

ABSTRACT

We analyze the origin, introduction, effects on native fauna, and environmental threats that could be caused by 39 species of crustaceans, including species with confirmed exotic status, potentially invasive species, and species whose status is yet to be confirmed. Eight species belong to the cirripeds (barnacles) and 21 belong to the peracarids and include 12 species of amphipods, six species of isopods, two tanaidaceans, and one species of mysid. We also discuss 10 species of crustacean decapods, four of which are known as invasives of brackish or fresh water environments. This group includes decapod crustaceans species of penaeid shrimps, caridean shrimps, brachyuran crabs, and crayfish.

CIRRÍPEDOS

Los cirrípedos son un grupo de crustáceos con diferentes adaptaciones ecológicas que incluye más de 1 500 especies marinas (Celis, 2009); la mayor diversidad corresponde a los torácicos, con más de 1 100 especies (Young y Ross, 2000), que viven de manera sésil en una variedad de sustratos inertes o vivos. A este grupo se le conoce comúnmente como "percebes", son los más conspicuos organismos incrustantes en el mundo y se encuentran por lo general en los cascos de barcos o pilotes de muelles (Galil *et al.*, 2011). También son residentes comunes en los cuerpos duros, conchas o caparazones de organismos de interés comercial, por lo que pueden ser introducidos en nuevas regiones del mundo por el transporte marítimo (Carlton, 2011). No existe una revisión global de percebes exóticos, a pesar de que hay muchas especies; su distribución moderna se debe a la traslocación por las actividades humanas. Entre los vectores principales de introducción de percebes a nuevas áreas están las boyas, los tanques de lastre de los barcos, proyectos de restauración de ecosistemas (trasplante de organismos), plástico a la deriva y etiquetas de marcaje para organismos marinos (Galil *et al.*, 2011).

En México hay pocos estudios sobre la distribución de cirrípedos torácicos; en la literatura reciente destacan los trabajos de Zullo (1991), Young y Ross (2000), Celis (2004; 2009), Gómez-Daglio (2006) y Celis *et al.* (2007). El producto de estos estudios aporta 21 especies de balánidos para la costa mexicana del golfo de México y 60 especies de torácicos para el Pacífico mexicano (Celis, 2009).

Distribución actual de percebes exóticos en México

De acuerdo con la Conabio (*www.conabio.gob.mx*), Okolodkov *et al.* (2007), Celis (2009), Galil *et al.* (2011) y Mendoza *et al.* (2011a) son ocho las especies de percebes exóticos en las costas mexicanas (cuadro 1, figura 1).

Amphibalanus amphitrite

Origen: Indo-Pacífico (Young y Ross, 2000; Galil *et al.*, 2011).

Introducciones: en el Pacífico oriental la primera introducción se registra en 1914 para las costas de California (Henry y McLaughlin, 1975). Posteriormente, esta especie fue localizada en las costas del golfo de California (San Felipe, Baja California; San Carlos y Guaymas, Sonora; La Paz, Baja California Sur); en Acapulco, Guerrero; en Panamá y Perú (Henry, 1960; Henry y McLaughlin, 1975; Spivey, 1976; Young y Ross, 2000; Pitombo y Ross, 2002; Gómez-Daglio y González, 2006; Galil *et al.*, 2011; Hendrickx, 2012). En el Atlántico oeste, incluyendo el golfo de México (en adelante, GMX), la primera introducción de esta especie es registrada en 1940 en costas de Brasil (de Oliveira, 1941). Este percebe también ha sido ubicado en las costas de Virginia, Nueva Inglaterra, Carolina del Norte, Florida, Texas, las Bermudas, Venezuela, Argentina y Brasil (Henry y McLaughlin, 1975; Gittings *et al.*, 1986; Galil *et al.*, 2011; Mendoza *et al.*, 2011a). Gittings (2009), considera que *A. amphitrite* tiene una distribución amplia en el GMX. En México, su presencia fue registrada en la laguna de Términos, Campeche (Celis, 2004; 2009).

Observaciones: *Amphibalanus amphitrite* es considerada cosmopolita en las regiones tropicales y subtropicales del mundo (Celis, 2009; Gittings, 2009); esta especie se localiza comúnmente en sustratos duros de la zona intermareal de bahías y estuarios (Gittings *et al.*, 1986; Gittings, 2009), y podría ser confundida con otros percebes de bandas rosas en sus valvas. Por ejemplo, Galil *et al.* (2011) mencionan que el reexamen de poblaciones desde California hasta Sudamérica podría revelar la presencia críptica de *A. venustus* o *A. reticulatus*, que han sido transportadas por barcos desde hace siglos del Indo-Pacífico al Pacífico oriental. En varios estudios se ha documentado la coexistencia de *A. amphitrite* con otros percebes, como *Chthamalus fragilis*, *Amphibalanus eburneus*, *A. improvisus*, *A. subalbidus* y *Balanus crenatus*. La introducción de *A. amphitrite* en la costa atlántica de Florida ha tenido efectos negativos en la abundancia del ostión nativo *Crassostrea virginica* (Boudreaux *et al.*, 2009).

Amphibalanus eburneus

Origen: Atlántico del noroeste, incluyendo el GMX (Young y Ross, 2000; Gittings, 2009; Galil *et al.*, 2011).

Introducciones: en el Pacífico este, el primer registro como especie exótica en 1959, en el golfo de California (Guaymas, Sonora) (Henry y McLaughlin, 1975). Posteriormente, *A. eburneus* fue localizada en la laguna Man-

Cuadro 1. **Lista de cirrípedos torácicos exóticos confirmados en las costas mexicanas**

Especie	*Golfo de California*	*Pacífico de México*	*Golfo de México*
Amphibalanus amphitrite	X	X	X
A. subalbidus	X		
A. eburneus	X	X	
A. improvisus	X	X	
A. reticulatus	X	X	X
Balanus trigonus			X
Megabalanus coccopoma			X
M. tintinnabalum	X		X



Figura 1. Distribución de cirrípedos (percebes) exóticos en México.

zanillo, México (Henry y McLaughlin, 1975), Panamá (Newman, 1964) y California (Cohen *et al.*, 2005). Otros registros en México corresponden a muelles de Mazatlán, Sinaloa, y lagunas costeras cercanas (Henry y McLaughlin, 1975; Páez-Osuna *et al.*, 1999; Salgado-Barragán y Hendrickx, 2002; Galil *et al.*, 2011).

Observaciones: la traslocación de esta especie nativa del Atlántico oeste hacia las costas del Pacífico se relaciona con el comportamiento incrustante, sobre todo en barcos (Galil *et al.*, 2011). En la costa del GMX, donde tiene una amplia distribución, *A. eburneus* no es considerada exótica; tiene preferencia por los sustratos duros de ambientes estuarinos, pero es considerada eurihalina (Gittings, 2009). Este percebe fue registrado recientemente en lagunas costeras de Tamaulipas, Veracruz y Campeche (Celis, 2004, 2009; Celis *et al.*, 2007).

Amphibalanus improvisus

Origen: Atlántico del noroeste (Young y Ross, 2000; Galil *et al.*, 2011).

Introducciones: en el Pacífico oriental, el primer registro de *A. improvisus* como especie exótica corresponde a años previos a 1854 en Ecuador y la costa oeste de Colombia (Darwin, 1854). Posteriormente, en 1853 y 1889 fue registrada en las costas de California (Carlton y Zullo, 1969) y el golfo de California (Henry y McLaughlin, 1975), respectivamente. Todas estas invasiones documentadas son las primeras registradas de cualquier especie marina para la costa del Pacífico del norte y sur de América (Galil *et al.*, 2011). En la costa del Pacífico de Norteamérica invadió las costas de Columbia Británica hasta la parte central de California (Carlton, 1979a) y el golfo de California, incluyendo Puerto Vallarta, Jalisco (Henry y McLaughlin, 1975; Celis, 2009). En el Pacífico sur, *A. improvisus* invadió las costas de Colombia, Ecuador y Perú (Darwin, 1854; Henry y McLaughlin, 1975; Pitombo y Ross, 2002).

Observaciones: esta especie fue recolectada en las costas de California (1853) pocos años después de la fiebre del oro, cuando arribaron cientos de barcos del océano Atlántico, en cuyos cascos esta especie viajó como fauna incrustante (Galil *et al.*, 2011). Otro vector de introducción de *A. improvisus* fue el envío comercial de ostión del Atlántico después de 1869 (Mooi *et al.*, 2007). *A. improvisus* es considerada cosmopolita y habita ambientes estuarinos de regiones tropicales y templadas. Sin embargo, también ha sido encontrada en lagunas de agua dulce (Zullo *et al.*, 1972; Carlton, 1979). Las poblaciones de este percebe no son exóticas en la costa del GMX, donde tiene una amplia distribución (Gittings *et al.*, 1986; Gittings, 2009). Henry y McLaughlin (1975) y Celis (2009) registraron a *A. improvisus* para la costa de Veracruz. Se desconoce la localidad tipo de *A. improvisus* (Young y Ross, 2000).

Amphibalanus reticulatus

Origen: Indo-Pacífico (Galil *et al.*, 2011).

Introducciones: en el Pacífico oriental la primera invasión ocurrió en el golfo de California (Mazatlán, Sinaloa), en 1984 (Laguna, 1985). Posteriormente se confirma su presencia en el golfo de California (La Paz,

Baja California Sur) (Gómez-Daglio y González, 2006). *A. reticulatus* también se ha establecido en las costas de Panamá (Cohen, 2006) y Ecuador (Young y Ross, 2000; Gómez-Daglio y González, 2006). Sin embargo, Pitombo y Ross (2002) cuestionaron su establecimiento y presencia en Ecuador. En el Atlántico occidental, *A. reticulatus* fue detectada primeramente en Puerto Rico (Henry y McLaughlin, 1975). Posteriormente invadió las costas de Trinidad (Henry y McLaughlin, 1975), Florida (Moore *et al.*, 1974), Luisiana (Thomas, 1975), Panamá (Spivey, 1976), Colombia (costa del Atlántico) (Young y Campos, 1988) y costas de Brasil (Farrapeira-Assunção, 1990; Young, 1995; Ferreira *et al.*, 2009; Neves *et al.*, 2007; Neves y da Rocha, 2008). En el GMX esta especie es considerada exótica (Gittings, 2009; Mendoza *et al.*, 2011a). La única invasión de *A. reticulatus* es en la laguna de Términos y Ciudad del Carmen, Campeche (Celis, 2004; 2009), pero es probable que tenga una mayor distribución a lo largo de la costa mexicana del GMX, así como en las costas del Pacífico de México.

Comentarios: *Amphibalanus reticulatus* ha sido confundida con *A. amphitrite* (Thomas, 1975; Galil *et al.*, 2011). En varios estudios se ha comprobado el desplazamiento de *A. amphitrite* por *A. reticulatus* (Henry y McLaughlin, 1975; Thomas, 1975; Farrapeira, 2010). En aguas cálidas del GMX, *A. amphitrite* domina la comunidad incrustante (Gittings *et al.*, 1986). Por otro lado, *A. reticulatus* también domina la comunidad incrustante de las plataformas petroleras del centro de Luisiana y este de Texas (George y Thomas, 1979; Galil *et al.*, 2011). Dentro de su rango natural, *A. reticulatus* es residente de costas rocosas naturales y es difícil que se establezca en ambientes rocosos artificiales (George y Thomas, 1979).

Amphibalanus subalbidus

Origen: Atlántico noroeste, desde la bahía Chesapeake (Henry y McLaughlin, 1975) hasta el GMX (Gittings *et al.*, 1986; Gittings, 2009) y Trinidad (Henry, 1974).

Introducciones: en el Pacífico oriental, introducida al golfo de California (delta del río Colorado, Sonora) en 1989 (Van Syoc, 1992). Esta población de Sonora probablemente proviene del GMX, por actividades relacionadas con la maricultura de camarón (Galil *et al.*, 2011). En las costas del Atlántico occidental, introducida en Paraíba y Pernambuco, Brasil (Young, 1994; Farrapeira *et al.*, 2007; Galil *et al.*, 2011).

Observaciones: *A. subalbidus* habita generalmente en estuarios de regiones tropicales y templadas del Atlántico occidental (Celis, 2009; Gittings, 2009), así como en cuerpos de agua con baja salinidad, como ríos cercanos a los estuarios (Gittings *et al.*, 1986). En el GMX no es considerada exótica (Gittings, 2009); se ha registrado en las costas de Tamaulipas (Celis *et al.*, 2007; Celis, 2009) y Veracruz (Henry y McLaughlin, 1975; Celis, 2004; 2009).

Balanus trigonus

Origen: Pacífico (Galil *et al.*, 2011).

Introducciones: en el Atlántico occidental, el primer establecimiento de una población de *B. trigonus* ocurrió en 1864 en costas de Brasil (Müller, 1867; 1868). Otras invasiones ocurrieron en 1879 en las Antillas (Pilsbry, 1916) y en 1961 en las costas de Florida y Carolina del Norte (Moore y McPherson, 1963; Williams *et al.*, 1984). Actualmente esta especie tiene una amplia distribución exótica en el Atlántico occidental, desde Carolina del Norte (Zullo, 1992) hasta Argentina (Spivak *et al.*, 1975; Young, 1994), y es abundante en el GMX (Gittings *et al.*, 1986; Gittings, 2009). Esta especie quizá fue introducida en el GMX después de 1961, ya que previamente no era conocida (Moore y McPherson, 1963). Laguna (1985) y Celis (2004; 2009) registran por primera vez a *B. trigonus* en aguas mexicanas del GMX, en particular para el puerto de Veracruz. Posteriormente, Celis *et al.* (2007) registran la segunda invasión de *B. trigonus* en México, para las costas de Soto la Marina, Tamaulipas. Para ampliar los conocimientos sobre la distribución de esta especie en las costas mexicanas del GMX es necesario un mayor esfuerzo de recolección en campo y de revisión taxonómica.

Comentarios: el vector que facilitó la entrada de *B. trigonus* a las costas del Atlántico occidental fueron los barcos que alojaban fauna incrustante, desde 1850 (Galil *et al.*, 2011). Zullo (1992) sugiere que *B. trigonus* colonizó primero el Atlántico sur y después se dispersó hacia el norte por barcos balleneros de Nueva Inglaterra y de Europa. Otro vector de dispersión de esta especie son las tortugas marinas, al menos en el Atlántico norte (Cabo Hatteras) (Zullo y Bleakney, 1966). Gittings (2009) establece que *B. trigonus* es cosmopolita en aguas templadas y tropicales.

Para el Pacífico de México, *B. trigonus* no se considera exótica y fue registrada por Pilsbry (1916) y Henry y McLaughlin (1975) en varias localidades del golfo de California y la costa oeste de la península de Baja California, así como las costas de Sinaloa, Nayarit y Colima.

Megabalanus coccopoma

Origen: Pacífico tropical oriental (Newman y McConnaughey, 1987; Galil *et al.*, 2011).

Introducciones: en el Atlántico occidental, la primera invasión de *M. coccopoma* fue en el sur de Brasil (Lacombe y Monteiro, 1974). Posteriormente fue ubicada en la costa del norte del GMX (Luisiana) (Perreault, 2004), costas de Carolina del Norte, Carolina del Sur (Knott, 2006) y de Georgia (Gilg *et al.*, 2010). Actualmente, *M. coccopoma* es muy común en las costas del sur y norte de Brasil (Young, 1994; Silveira *et al.*, 2006). Gittings (2009) ubica esta especie para el sureste y suroeste del GMX. En México se ha establecido en ambientes estuarinos como la laguna de Tamiahua, Veracruz (Celis, 2004, 2009), y La Pesca, Soto la Marina, Tamaulipas (Celis *et al.*, 2007; Celis, 2009).

Comentarios: la distribución nativa de *M. coccopoma* es el Pacífico oriental, desde el golfo de Guayaquil (Ecuador-Perú) hasta Mazatlán, Sinaloa (Newman y Ross, 1976; Young y Ross, 2000), y dentro del golfo de California (Zullo, 1991). Una población temporal de *M. coccopoma* fue encontrada en San Diego, California; este hallazgo fue atribuido al fenómeno climático El Niño (Newman y McConnaughey, 1987). Es común observar esta especie en sustratos artificiales como boyas, barcos y sobre crustáceos de gran tamaño (Newman y Ross, 1976). Sin embargo, en el sur de Brasil habita preferentemente en la costa rocosa expuesta (Young, 1994).

Megabalanus tintinnabalum

Origen: probablemente el Indo-Pacífico (Galil *et al.*, 2011).

Comentarios: de acuerdo con Gittings (2009) y Galil *et al.* (2011), *M. tintinnabalum*, descrita de Indonesia, es una especie considerada cosmopolita (Henry y McLaughlin, 1986). Es conocida en las costas oeste y este de África, el Mediterráneo, Japón y Nueva Zelanda; golfo de California (Henry y McLaughlin, 1986). En la costa del Atlántico occidental, su distribución es de Florida a Uruguay (Henry y McLaughlin 1975; Young, 1994). En el GMX es una especie común (Gittings *et al.*, 1986; Gittings, 2009); su presencia se ha registrado en Veracruz (Celis, 2004, 2009) y Soto la Marina, Tamaulipas (Celis *et al.*, 2007; Celis, 2009). Galil *et al.* (2011) citan el siguiente texto: "La taxonomía y biogeografía histórica de *M. tintinnabalum* permanece con mucho trabajo por hacer, requiriendo una síntesis dirigida a los registros fósiles, colecciones históricas y estudios genéticos. Por lo tanto, en el océano Atlántico *M. tintinnabalum* debe ser considerada como criptogénica". Darwin (1854) observó que *M. tintinnabalum* era una de las especies incrustantes más comunes en los barcos que llegaban de diferentes partes del mundo y que su distribución se debía en gran parte a la navegación.

PERACÁRIDOS

Los peracáridos son crustáceos malacostracos de alta riqueza específica, gracias a la plasticidad genética que poseen, característica que comparten con la mayoría de los artrópodos. Se les encuentra en ambientes marinos, salobres, hipersalinos dulceacuícolas y terrestres. Generalmente son organismos bénticos de vida libre o comensales, simbiontes, parásitos e hiperparásitos de otros animales, tanto vertebrados como invertebrados (Morales-Vela *et al.*, 2008). Aunque la mayor riqueza de especies se encuentra en el mar, donde habitan en diversos tipos de sedimentos o asociados con algas, ascidias, colonias de hidroides, esponjas, corales y raíces de mangle, entre otros, ya sea sobre la superficie o en túneles que construyen con partículas de su ambiente y sedas que secretan (a partir de glándulas especializadas). Entre los invertebrados marinos, los peracáridos destacan por tener cuidado parental, además de que en la mayoría de las especies presentan desarrollo directo. Lo anterior adquiere relevancia cuando hablamos de la capacidad de dispersión que tienen por medios propios, que en general es muy limitada. Asimismo, su distribución se puede ver modificada por factores bióticos, como la interacción con otras especies, o abióticos, como la temperatura, disponibilidad y fuente de alimento, la longitud del día, la heterogeneidad del ambiente, entre otros factores que tienen que ver con la tolerancia fisiológica y la plasticidad genética de cada especie (McNeil y Prenter,

2000; Obenat *et al.*, 2006), pero también se ha atribuido a eventos vicariantes (Schram, 1986); sin embargo, el factor determinante para cada especie es variable.

Diversos autores se han dedicado al estudio de los peracáridos en las costas de Estados Unidos, pero no en las de México, donde las investigaciones han sido esporádicas, por lo que la fauna de algunas áreas permanece pobremente conocida (García-Madrigal, 2007). Lo anterior se debe a la falta de taxónomos especializados en los diferentes grupos y a la elevada dificultad para diferenciar algunas especies, principalmente a causa del tamaño y la riqueza específica. Por ello, para determinar correctamente una especie es necesario poseer la experiencia para reconocer los caracteres válidos, ya que muchos registros de especies aparentemente de amplia distribución están por ser revisados y, aunque quizá muchos de ellos representen nuevas especies, otros pueden ser efectivamente especies exóticas. En este último caso se requiere su rápida detección, conocer los posibles efectos negativos que generan en los ecosistemas acuáticos de México y aplicar a tiempo medidas de prevención y contención. Para ello es necesario incrementar los estudios taxonómicos sistematizados que permitan completar la faunística de peracáridos en México, para que se dé paso al conocimiento de la biología de las especies y los posibles impactos que generan las introducidas en las especies locales (Fig. 2, cuadro 2).



Figura 2. Distribución de perácaridos exóticos en México.

Posibles vías de introducción

La mayoría de las especies ya traslocadas son sinantrópicas, es decir, han sido movidas por el hombre de forma voluntaria o involuntaria. De este modo se supone que los peracáridos se han introducido por actividades humanas: acuicultura, maricultura (*v.g.*, movimiento de ostras para cultivo), pesquerías, transporte como bioincrustantes de los barcos, y menos comúnmente por el transporte en el agua de lastre (Okolodkov *et al.*, 2007). También se tienen casos documentados de comercialización de cepas (*v.g.*, *Ampelisca abdita*) para realizar estudios científicos (U.S. Environmental Protection Agency, 2001).

Impactos negativos en México

Entre los peracáridos algunas especies son reconocidas por ser invasoras, *v.g.* *Sphaeroma quoyanum* y *Monocorophium acherusicum* (Hewitt *et al.*, 2002), que gracias a sus hábitos perforadores (*v.g.*, sobre conchas de moluscos, de embarcaciones, en los pilotes de los puertos), se han distinguido por los daños que pueden causar; sin embargo, de la gran mayoría de las especies no se conocen los efectos nocivos que pueden ocasionar. Por otra parte, y debido a que los peracáridos se encuentran en la base de las cadenas tróficas, pueden estar produciendo cambios importantes en la dinámica del ecosistema, cambios de los cuales aún no nos hemos percatado, y por lo tanto la perturbación no ha sido ni siquiera considerada. Parte del problema es que la mayoría de estos organismos son pequeños, abundantes y variados; por ello su estudio se ha visto rezagado, tanto en la distinción de formas como en el papel ecológico que desempeñan.

Prevención, control y erradicación

Para poder prevenir antes hay que conocer, por lo cual urge dedicar un mayor esfuerzo al conocimiento de los peracáridos de México para aplicar medidas de control y erradicación, con el fin de evitar traslocar especies. Sin embargo, de manera general, habría que tener más cuidado con la descarga del agua de lastre en aguas oceánicas, en la limpieza de los cascos de embarcaciones, un estricto control en las cepas que se comercializan para estudios científicos, así como en actividades relacionadas con la acuicultura y la mari-

Cuadro 2. **Peracáridos exóticos de las costas de México**

Nombre científico	*Grupo*	*Familia*	*Nombre común*	*Ambiente*	*Estado de la invasión*	*Rutas de introducción*	*Ligas*
Taphromysis louisianae	Mysida	Mysidae	Misidáceo	Salobre-agua dulce	Conf.	D	USGS
Ampelisca abdita	Amphipoda	Ampeliscidae	Anfípodo	Marino	Conf.	T, C	WoRMS
Ampithoe longimana	Amphipoda	Ampithoidae	Anfípodo	Marino	E	D, ?T	WoRMS
A. pollex	Amphipoda	Ampithoidae	Anfípodo	Marino	Conf.	D	WoRMS
Grandidierella japonica	Amphipoda	Aoridae	Anfípodo	Marino	Conf.	C	WoRMS
Chelura terebrans	Amphipoda	Cheluridae	Anfípodo	Marino	Conf.	T	WoRMS
Erichtonius brasiliensis	Amphipoda	Corophiidae	Anfípodo	Marino	Conf.	T, ?C	WoRMS
Monocorophium acherusicum	Amphipoda	Corophiidae	Anfípodo	Marino	E	T, ?C	WoRMS
M. insidiosum	Amphipoda	Corophiidae	Anfípodo	Marino	E	T, C	WoRMS
M. uenoi	Amphipoda	Corophiidae	Anfípodo	Marino	E	C	WoRMS
Melita nitida	Amphipoda	Melitidae	Anfípodo	Marino	Conf.	?C	WoRMS
Parapleustes derzhavini	Amphipoda	Pleustidae	Anfípodo	Marino	NE	T	WoRMS
Caprella equilibra	Amphipoda	Caprellidae	Anfípodo	Marino	Conf.	T, ?N	WoRMS
Eurylana arcuata	Isopoda	Cirolanidae	Isópodo	Marino	NE	T	WoRMS
Iais californica	Isopoda	Janiridae	Isópodo	Huésped de *S. quoyanum*	E	T	WoRMS
Paracerceis sculpta	Isopoda	Sphaeromatidae	Isópodo	Marino	NE	T	WoRMS
Paradella dianae	Isopoda	Sphaeromatidae	Isópodo	Marino	NE	T	WoRMS
Sphaeroma quoyanum	Isopoda	Sphaeromatidae	Isópodo	Marino	E	T	WoRMS
S. walkeri	Isopoda	Sphaeromatidae	Isópodo	Marino	Conf.	T	WoRMS
Ligia exotica	Isopoda	Oniscidae	Isópodo	Marino	Conf.	T	Schotte *et al.* (1995)
Sinelobus stanfordi	Tanaidacea	Tanaidae	Tanaidáceo	Marino	Conf.	T, D	WoRMS
Hexapleomera robusta	Tanaidacea	Tanaidae	Tanaidáceo	Marino	Conf.	N, ?T	WoRMS

cultura. En este último caso nos referimos al movimiento involuntario de fauna incrustada (muchos son peracáridos) en las conchas de moluscos, que al ser movidos "junto con su hábitat" facilitan su aclimatación y posterior adaptación a nuevas áreas, y con ello favorecen su dispersión a nuevas áreas geográficas.

ANFÍPODOS

Ampelisca abdita. Es un anfípodo descrito del estuario Sheepscot, Maine, costa este de Norteamérica, que se distribuye hasta la laguna Madre, Texas (LeCroy, 2002) y en todo el golfo de México (LeCroy *et al.*, 2009; Lowry, 2011a); en el Pacífico nororiental, Chapman (1988) lo registró en bahía Tomales, laguna Bolinas y bahía de San Francisco. En general se le ha encontrado en una profundidad de 0 a 60 m (LeCroy *et al.*, 2009), frecuentemente en bahías y lagunas de fondos blandos limosos, pero también se ha encontrado en *Crassostrea virginica* en la costa este de Estados Unidos, en *Gemma gemma* y *Mya arenaria*, en la costa oeste de ese país (Chapman, 1988). Asimismo, cepas de esta especie han sido comercializadas para el uso en estudios toxicológicos por la U.S. Environmental Protection Agency (2001). Winfield *et al.* (2011) la consideran exótica debido a que la encuentran en la costa de Veracruz, pero de acuerdo con Mills (1965) esta especie se desarrolla bien en agua cálida y procede de Virginia y Carolina (Mills, 1971); sin embargo, al ser una especie euriahalina (10 a 25 ppm) y tolerante a los cambios de temperatura no es exótica en Veracruz. Por otro lado, puede ser considerada especie con potencial invasor para el Pacífico de México (Okolodkov *et al.*, 2007), pero hasta la fecha no se localizó ninguna cita que fundamente su presencia ahí, por lo cual es una especie aún por confirmar.

Ampithoe longimana. Su localidad tipo es Vineyard Sound, Massachusetts. Se distribuye en el Atlántico, de Canadá a las Bermudas, laguna Madre, Veracruz y mar Caribe (Mills, 1964; LeCroy *et al.*, 2009; Lowry, 2011b). En el golfo de México, Winfield *et al.* (2011) la registran como invasora; sin embargo, su estatus exótico debe ser reconsiderado en esta región porque puede formar parte de la distribución natural de la especie. En el Pacífico de América se ha observado al sur de California y en bahía de San Quintín, Baja California (Barnard y Reish, 1959; Reish y Barnard, 1967; Chapman, 2007), por lo cual se confirma su estatus exótico en el Pacífico de México. Se conoce poco de la biología de la especie; Winfield *et al.* (2011) mencionan que construye tubos en fondos blandos, pero el hábitat en el que comúnmente se encuentra, asociada a la familia Ampithoidae, es con algas y posiblemente fauna incrustante; sin embargo, la forma en que llegó al Pacífico de México se desconoce; probablemente se haya transportado en algún molusco de importancia para la acuicultura.

Ampithoe pollex. Especie descrita de las Bermudas. Según LeCroy (2002) y Lowry (2010a) se distribuye en Punta Delgada, Veracruz, y el mar Caribe, respectivamente. Sin embargo, el registro de Winfield *et al.* (2011) que la incluye como especie exótica para Veracruz es cuestionable, debido a que Veracruz formaría parte de la distribución natural de la especie. En el Pacífico de México, el registro de Barnard (1969) para bahía de Los Ángeles puede representar una especie no descrita (Conlan y Bousfield, 1982; Rose y Gable, 1992; LeCroy 2002; García-Madrigal, datos sin publicar) para la región, por lo que antes de confirmar su estatus exótico es necesario revisar los morfotipos de *A. pollex* del Pacífico.

Grandidierella japonica. Se describió del río Abashiri, Hokkaidō, y del lago Mokoto-numa, Japón. De acuerdo con Chapman (2007) se distribuye en Inglaterra, Australia, Hawái y en América del río Fraser, Canadá, a la bahía de San Quintín. Sin embargo, no se encontró alguna otra referencia que documente su presencia en esta última localidad. De acuerdo con Chapman y Dorman (1975) fue introducida a California aproximadamente desde 1928 con el primer transporte de *Crassostrea gigas* de Japón en California, pero no se tienen recolectas anteriores a 1966. Habita estuarios con fondos blandos ricos en materia orgánica con la cual se alimentan y hacen tubos, pero también se les ha observado como caníbal oportunista; a los machos se les ha encontrado en pozas de marea y se ha probado que con el incremento en la temperatura tienen mayor éxito reproductivo (Greenstein y Tienfenthaler, 1997; Chapman, 2007). Por lo anterior, es potencialmente exótica para el Pacífico de México, pero se mantiene como una especie por confirmar hasta no tener pruebas de su presencia en esta región.

Chelura terebrans. Fue registrada por primera vez de Lazaretto Vecchio, provincia de Venecia, Italia. Actualmente su distribución contempla ambas costas del Atlántico, de Massachusetts al sur de Carolina y las Bermudas, y del sur de Noruega a las costas de Holanda y Francia, en el Mediterráneo, así como en el sur de África, Australia y Nueva Zelanda. Barnard (1959) propone que se encuentra alrededor de la isoterma invernal de los 22 °C, que es una barrera térmica para la familia. Generalmente se le encuentra en ambientes protegidos de bahías y estuarios templados asociada a isópodos del género *Limnoria*; tanto *G. japónica* como *C. terebrans* son consideradas perforadoras de madera y estructuras hechas por el hombre (Okolodkov *et al.*, 2007). En el Pacífico de Norteamérica esta última fue registrada por Barnard (1950, 1959); sin embargo, a la fecha no se encontró referencia que la cite para el Pacífico de México, pero por su presencia en California podría considerarse especie con potencial invasor, aunque su estatus exótico debe confirmarse.

Erichtonius brasiliensis. Fue descrita de Río de Janeiro, Brasil, y es una especie considerada pantropical, criptogénica y sinantrópica; sin embargo, la morfología de la especie nominal es incompleta (Chapman, 2007; Okolodkov *et al.*, 2007). Se encuentra en ambientes salobres y marinos, generalmente asociada a fauna incrustante en muelles y sustratos duros con algas, como bioincrustante en los cascos de barcos, en los pilotes de puertos, y también asociada a algas, tanto en fondos blandos como consolidados exhibe comportamiento territorial (Chapman, 2007). De confirmar su estatus exótico, la vía de introducción más probable sería como bioincrustante en los cascos de los barcos o mediante el comercio de moluscos. En el Pacífico de México, Shoemaker (1942) la registró por vez primera de bahía Magdalena y posteriormente Barnard (1964a, b; 1969; 1979) para la costa occidental de Baja California y el golfo de California. Sin embargo, es necesario revi-

sar en detalle la morfología de la especie nominal para determinar si los registros de la especie en el Pacífico de México corresponden a la misma y puede considerarse especie exótica (Chapman, 2007; García-Madrigal, observación personal, datos sin publicar). Por lo anterior, se mantiene como una especie cuyo estatus exótico está por confirmarse en el Pacífico de México.

Monocorophium acherusicum (=*Corophium acherusicum*). Es originaria de Nápoles, Italia. Especie considerada criptogénica y cosmopolita de ambientes templados y tropicales, entre las latitudes 50° N y S (Chapman, 2007). Se distribuye en América, en el Atlántico occidental: costa este de Estados Unidos, golfo de México y Caribe; y en el Pacífico oriental: California y bahía de San Quintín, Baja California (Barnard y Reish 1959; Reish y Barnard, 1967; Hewitt *et al.*, 2002; LeCroy, 2004). Aparentemente se encuentra bien distribuida en el GMX; el registro se consideró a partir de Hewitt *et al.* (2002) y LeCroy (2004), pero no explicitan las localidades. Esta especie se ha encontrado en áreas costeras protegidas como bahías y estuarios, en donde construyen tubos en fondos fangosos con conchas, sobre algas y pastos marinos; también se asocian con hidroides, tunicados, esponjas y almejas (LeCroy, 2004). Como es una especie asociada a las bioincrustaciones flotantes, se considera que fue introducida por buques u otros medios (Okolodkov *et al.*, 2007); los impactos que causan los organismos constructores de madrigueras a la infraestructura portuaria son importantes. Se confirma su estatus exótico en el Pacífico de México y en el golfo de México.

Monocorophium insidiosum (=*Corophium insidiosum*). Fue descrita de West Wharf, Millbay, Plymouth, Inglaterra. Según LeCroy (2004) en el Atlántico occidental se distribuye de Canadá a Tamaulipas, Campeche (?) y Cuba; en el oriental, de Dinamarca al Mediterráneo; en el Pacífico occidental, en Japón y Hong Kong; Pacífico central, Hawái, y en el oriental, de Canadá a California y Chile. El registro de la laguna de Términos, Campeche, no está confirmado aún, debido a que Ledoyer (1986) lo nombra *Corophium* cf. *insidiosum*, por lo que podría ser una especie diferente. Normalmente se encuentra en agua salobre de 13 a 18 ppm (Crawford, 1937), pero LeCroy (2004) menciona que el intervalo se encuentra entre 18 y 33 ppm; se tienen registros de que construye madrigueras en forma de tubos como vivienda en áreas intermareales con fondos blandos y se asocia con algunos organismos incrustantes como hidrozoos (Hewitt *et al.*, 2002). Por otra parte, el medio de introducción es por pesquerías incidentales y se asocia a fauna incrustante (Hewitt *et al.*, 2002; Okolodkov *et al.*, 2007). El impacto que puede causar a la infraestructura portuaria este tipo de organismos constructores de madrigueras es importante. Aunque se encuentra distribuida en California (Bousfield y Hoover, 1997), no se tiene a la fecha ningún registro para el Pacífico de México, por lo que se mantiene como una especie por confirmar su estatus exótico, mientras que para el golfo de México se confirma como especie exótica.

Monocorophium uenoi (=*Corophium uenoi*). Descrita de Seto, provincia de Kii, Japón. Según Chapman (2007), sólo es conocido del mar de Japón al sur del Mar de China. En el Pacífico se ha observado del sur de California y en bahía de San Quintín, Baja California (Barnard y Reish, 1959; Reish y Barnard, 1967; Chapman, 2007). Habita áreas intermareales con fondos blandos en donde es constructor de madrigueras que utiliza como vivienda, además de que se le asocia con algunos organismos incrustantes (Okolodkov *et al.*, 2007). Bousfield y Hoover (1997) mencionan que fue introducido a California por la importación de ostras y otros productos pesqueros. Se confirma su estatus exótico en el Pacífico de México.

Melita nitida. Descrita de la costa de Nueva Inglaterra, al este de Estados Unidos. Según Chapman (1988) se distribuye en el Atlántico occidental, del golfo de San Lorenzo a la península de Yucatán, México; en el Pacífico oriental, del estrecho de Georgia, Columbia Británica, a California; asimismo, se le encuentra en los Países Bajos donde fue registrada por Faasse y van Moorsel (2003) como exótica. En el Pacífico de México se registró en Mazatlán por Shoemaker (1935) y por Corona y Raz-Guzmán (2003) para Michoacán; pero, la de Mazatlán representa una nueva especie (Chapman, 1988 y observación personal) y la de Michoacán es cuestionable debido a que no hay evidencia de la correcta identificación; teniendo en cuenta que la faunística de melítidos en el Pacífico de México aún es incipiente (García-Madrigal, 2010) es importante fundamentar correctamente los registros en áreas poco conocidas. A *Melita nitida* se le ha asociado comúnmente a las especies bioincrustantes, encontrándose entre algas, hidroides y en fondos blandos (LeCroy, 2000); también tolera salinidades de entre 2 y 30 ppm (Chapman, 1988),

y temperaturas entre 21 y 32 °C (Sheridan, 1980), por lo que la amplia tolerancia a la salinidad y temperatura lo hace potencial invasor. En el golfo de México, Winfield *et al.* (2011) la registran como invasora; sin embargo, esta área se observa como parte de su distribución natural, por lo que no se considera exótica en esa región. En el Pacífico de México hace falta documentar la morfología de los registros previos para confirmar su estatus exótico.

Pleusymtes derzhavini (= *Neopleustes derzhavini* = *Parapleustes derzhavini*). También citada como *Incisocalliope derzhavini* (Bousfield y Hendrycks, 1995; Hendrycks y Bousfield, 2004; Chapman, 2007; Lowry, 2010b). Descrita del mar de Japón, se distribuye también en Hawái y en América, del Pacífico noreste al sur de California. Esta especie ha sido transportada por medio de la fauna incrustante de los buques y el agua de lastre (Chapman, 1988). Hasta la fecha no se encontró ningún documento que fundamente formalmente su presencia en México. Se encuentra asociada con hidrozoos, incrustantes, con algas, además de que se ha encontrado frecuentemente en muelles. Tolera salinidades de entre 5.7 y 32 ppm (Chapman, 1988) y probablemente también amplios intervalos de temperatura, lo que la hace una especie potencial para establecerse en Baja California. De acuerdo con Okolodkov *et al.* (2007) esta especie puede llegar en el agua de lastre; sin embargo, es necesario confirmar su estatus exótico en México.

Caprella equilibra. Fue descrita de Charleston, Carolina del Sur; se considera de distribución cosmopolita, con registros en el mar Negro; de Suecia y Noruega al Mediterráneo; occidente y sur de África; Madagascar; Hong Kong; Singapur; Nueva Zelanda; Australia; de Florida a Brasil; de Columbia Británica a Chile (García Madrigal, 2007). En México sólo se ha registrado en la bahía de La Paz por Mayer (1903), pero no explicita profundidad ni sustrato en la que fue encontrada. En diversos documentos se señala que la profundidad en que se encuentra es de hasta 3 000 m; normalmente se ha encontrado asociada a invertebrados, a algas y probablemente a organismos bioincrustantes; por lo cual su traslado por embarcaciones es muy probable. De acuerdo con Motelli y Lewis (2008), y con base en la compleja sinonimización, morfología y las diferencias entre las poblaciones de mar profundo, mencionan la hipótesis (aun no probada) de que su dispersión fue natural y desde hace mucho tiempo. Sin embargo, por la falta de información morfológica en la costa del Pacífico de México, precautoriamente es una especie por confirmar su estatus exótico.

ISÓPODOS

Eurylana arcuata (= *Cirolana arcuata*). Fue descrita de Port Jackson, Australia, y ha sido registrada en Nueva Zelanda, Chile y California; a pesar de que su localidad tipo está en Australia, Bowman *et al.* (1981) proponen su origen en Nueva Zelanda por la abundancia y distribución encontrada. Asimismo, como se ha encontrado en diversos ambientes, sobre todo arenosos del intermareal protegido y en playas generalmente cercanas a bocanas, se considera que tiene un amplio intervalo de tolerancia a la salinidad; Bowman *et al.* (1981) la registran en Chile entre 18.2 y 28.4%. Las localidades en las cuales se le ha encontrado indican su preferencia por climas templado frío a templado cálido, por lo cual, y aunque no se cuenta a ún con ninguna referencia que la cite para México, por su distribución y abundancia para California puede ser potencialmente exótica para el Pacífico de México, pero hasta el momento se considera como una especie no establecida en las costas mexicanas.

Paracerceis sculpta. Localidad tipo, isla San Clemente, San Diego, California. Según Motelli y Lewis (2008) se distribuye en el Atlántico oriental: costas del sur de España; mar Mediterráneo; Atlántico occidental: costas de Texas y Brasil; en el Pacífico occidental: Hong Kong y Australia; Pacífico central: Hawái; Pacífico oriental: Espinosa-Pérez y Hendrickx (2002) la registran de California a Michoacán, e incluyen el golfo de California. Especie polimórfica, intermareal, a la que desde su descripción se le ha encontrado asociada a esponjas conformando "harenes" (Shuster, 1992); también ha sido encontrada como parte de las comunidades bioincrustantes, y en diversos sustratos intermareales. Tienen amplia tolerancia a la temperatura, disponibilidad de alimento y salinidad (Shuster y Guthrie, 1999; Espinosa-Pérez y Hendrickx, 2002). Por su tolerancia a parámetros fisicoquímicos, diversos autores consideran que esta especie ha sido introducida a otras regiones del mundo en agua de lastre y como bioincrustantes; sin embargo, su distribución natural se encuentra en el Pacífico de Norteamérica, y a la fecha no hay registros documentados en la costa del golfo de México, por lo

cual no es una especie exótica pero puede ser considerada potencial en la costa oriental de México.

Paradella dianae. Descrita de la bahía de San Quintín; Atlántico occidental: Texas, Florida, Puerto Rico; Atlántico oriental: bahía de Cádiz, España; mar Mediterráneo; Indopacífico: mar Arábigo, Islas Marshall, Australia; Pacífico oriental: Ventura Yacht Harbor, California, bahía de San Quintín, Guaymas, Michoacán, Oaxaca. Se ha encontrado entre rocas intermareales, algas, bivalvos y briozoarios; también se asocia a fauna incrustante en pilotes de muelles y objetos flotantes. Reconocida como especie exótica en el mar Arábigo por Javed y Ahmed (1987), en Australia por Hass y Knott (1998), en el Mediterráneo por Atta (1991) y en España por Rodríguez *et al.* (1992). Esta especie está registrada en Texas y Puerto Rico (Hewitt *et al.*, 2002); sin embargo, su presencia como especie exótica en aguas mexicanas del golfo de México debe confirmarse, ya que es una especie invasora potencial en México.

Sphaeroma quoyanum (= *S. quoianum* = *S. pentodon*). De acuerdo con Schotte (2012a) la localidad tipo es Tasmania, Australia. Se distribuye en el Indo-Pacífico: Sur de Australia y Nueva Zelanda; Pacífico central: Hawái; Pacífico oriental: Alaska (?), bahía de Humboldt, California, a bahía San Quintín, Baja California (Iverson, 1974). Brusca *et al.* (2007) consideran que se introdujo a California a finales de 1800 acompañada de su hospedero *Iais californica*; ambas llegaron en barcos provenientes del sur de Australia. *S. quoyanum* habita ambientes intermareales a submareales someros en suelos fangosos, cava sus madrigueras en el fondo o perfora construcciones de madera hechas por el hombre (Rotramel, 1972); por su parte, *I. californica* se posa sobre la superficie dorsal, ventral o entre los pleópodos de su hospedero (Menzies y Barnard, 1951). Menzies (1962) la registró para la bahía de San Quintín, por lo cual se confirma el estatus exótico para ambas especies en la costa del Pacífico de México.

Sphaeroma walkeri. Se distribuye en Jokkenpiddi Paar, Sri Lanka (localidad tipo), India, Australia, Pakistán, golfo Pérsico, mar Rojo, Mediterráneo, Sudáfrica, Florida, Puerto Rico, sur de California (Carlton e Iverson, 1981; Ghani y Qadeer, 2001; Brusca *et al.*, 2007; Galil, 2008; Khalaji-Pirbalouty y Wägele, 2010; Schotte, 2012b); según Hewitt *et al.* (2002) se encuentra en el golfo de México. Habita las comunidades de bioincrustantes en ambientes intermareales a submareales someros (0 a 5 m); también se encuentra en suelos fangosos, fondos duros y asociada a otros invertebrados (Hewitt *et al.*, 2002). La dispersión de esta especie es incrustada en el casco de las embarcaciones. Holdich (1970, en Motelli y Lewis, 2008) registra la asociación entre el briozoo *Watersipora arcuata*, en conchas vacías de *Balanus amphitrite amphitrite* (= *Amphibalanus amphitrite*). Es considerada una especie sinantrópica por excelencia, por lo cual es habitante común, establecida en la mayoría de los puertos muestreados en Australia y asociada a *Balanus trigonus*, *Amphibalanus amphitrite*, *Megabalanus* spp. e *Hydroides* spp. (Motelli y Lewis, 2008). No se encontró la referencia que cite la especie en la costa occidental de Baja California, pero con base en el registro del mapa de distribución publicado por Schotte (2012b) y Hewitt *et al.* (2002) se propone como especie por confirmar su estatus exótico para ambas costas de México.

Ligia exotica. Cayena, Guayana Francesa (localidad tipo ?); según Roux (1828), esta especie fue encontrada en el Mediterráneo (Marsella), en un barco que provenía de Cayena. Según Schotte *et al.* (1995), la localidad tipo es cosmopolita, por los múltiples registros en la literatura. Se le encuentra normalmente entre rocas intermareales y asociada a pilotes (concreto) de los muelles. Aunado a lo anterior, la descripción original de *L. exotica* es incompleta, por lo cual es necesario conocer la identidad de la especie nominal para definir el estatus de los múltiples ejemplares asociados a esta especie. En el Pacífico de México ha sido registrada en Topolobampo, La Paz y Mazatlán (Richardson, 1905; Mulaik, 1960; Brusca, 1980), pero Hurtado *et al.* (2010) realizaron análisis filogeográficos en el Pacífico de México y proponen múltiples especies de *Ligia*; consideran que en el golfo de California hay al menos dos especies diferentes, por lo que se sugiere analizar cuidadosamente la morfología mediante un análisis de taxonomía integrativa para definir el estatus específico de las formas de *Ligia* presentes en la costa del Pacífico de México y poder confirmar el estatus exótico de esta especie en la región.

TANAIDÁCEOS

Sinelobus stanfordi (= *Tanais stanfordi*). Descrita de la isla Clipperton. Se distribuye en el Atlántico occiden-

tal: Florida a Argentina; mar Caribe: costa de Quintana Roo, Jamaica a Trinidad y Tobago; océano Índico; Pacífico occidental: Rusia (islas Kuriles), Australia, Nueva Zelanda; Pacífico oriental: California a Perú (Richardson, 1901; Gardiner, 1975; Sieg y Winn, 1981; Markham *et al.*, 1990; Guţu y Ramos, 1995; Suárez-Morales *et al.*, 2004; García-Madrigal *et al.*, 2005; Hendrickx e Ibarra, 2008; Jarquín-González y García-Madrigal, 2010). Para Sieg y Winn (1981) esta especie es cosmopolita y se encuentra en ambientes estuarinos e intermareales someros, con algunos registros en agua dulce. Según Gardiner (1975) la salinidad registrada es de 0 a 22.2 ppm; aparentemente también resiste muy elevada salinidad. En general se encuentra en el intermareal sobre sedimentos de finos a muy finos, frecuentemente con algas intermareales, raíces de mangle con bivalvos, en coral; construye tubos sobre otros invertebrados (esponjas, bivalvos, conchas de cirrípedos, entre otros), en pilotes de muelles y como parte de las comunidades bioincrustantes. Hendrickx (2012) la confirma como especie exótica en el Pacífico de México; sin embargo, de acuerdo con una reciente valoración de *S. stanfordi* del Pacífico sur de México, Jarquín-González y García-Madrigal (obs. pers.) consideran que se trata de una forma diferente de la especie nominal, teniendo en cuenta que entre los peracáridos, por su poca capacidad de dispersión, la alta diversidad regional es inevitable (Blazewicz-Paszkowycz *et al.*, 2012). Lo anterior puede ser fundamentado con lo que afirman Bamber (2012) y Brandt *et al.* (2012), quienes muestran evidencia de que muchos de los peracáridos de amplia distribución han sido mal identificados, se conoce poco de su variabilidad intraespecífica y se abusa poniendo nombres indiscriminadamente en la generación de bases de datos, por lo cual es necesario revisar cuidadosamente la morfología de *S. stanfordi*, registrada en la costa del Pacífico de México y del Caribe mexicano, para poder confirmar su estatus de exótica.

Hexapleomera robusta (=*Tanais robustus*). Descrita de Nueva Jersey (EUA) y se distribuye hasta Argentina; Atlántico oriental: España y África; mar Mediterráneo; Pacífico oriental tropical: Guerrero, islas Galápagos. (Sieg, 1980; Suárez-Morales *et al.*, 2004; Morales-Vela *et al.*, 2008; Jarquín-González y García-Madrigal, 2010). El primer registro en el Pacífico oriental tropical es de Sieg (1980), y Jarquín-González y García-Madrigal (2010) proveen el segundo registro, en la costa de Guerrero, con sólo dos ejemplares (un macho preadulto y un neutro). Según Larsen (2005, en Morales-Vela *et al.*, 2008) algunas especies de tanaidáceos se asocian a los diferentes taxones de invertebrados (*e.g.*, corales, briozoos, moluscos, percebes) y vertebrados (*v.g.*, *H. robusta* con tortugas marinas, véase García-Madrigal *et al.*, 2005). Cuando el hospedero es móvil, les permite desplazarse amplias distancias, *v.g.*, Morales-Vela *et al.* (2008) encontraron que *H. robusta* forma tubos en la superficie del manatí caribeño *Trichechus manatus manatus*. Asimismo, se ha encontrado en algas flotantes y con las comunidades bioincrustantes de pilotes y embarcaciones. Aparentemente es una especie con amplia tolerancia a la temperatura y a la salinidad; sin embargo, por su nula capacidad de dispersión y su alta diversidad regional es necesario ser precavidos con los peracáridos, ya que se tiene evidencia de que muchos de los de amplia distribución han sido mal identificados, como se indicó para *Sinelobus stanfordi* (Blazewicz-Paszkowycz *et al.*, 2012; Bamber, 2012; Brandt *et al.*, 2012). Por lo tanto, aunque la distribución en el golfo de México pareciera que forma parte de su distribución natural y que aparentemente se tienen en el Pacífico de México sólo un par de ejemplares inmaduros (Jarquín-González y García-Madrigal, 2010), es necesario revisar cuidadosamente la morfología de los ejemplares obtenidos y recolectar más ejemplares para corroborar si se trata de una especie exótica en el Pacífico de México.

MISIDÁCEOS

Taphromysis louisianae

Origen: *Taphromysis louisianae* es nativa en ambientes estuarinos y de agua dulce del golfo de México, y se extiende desde Florida hasta la bahía San Antonio, al norte de la laguna Madre, Texas (Price, 1982).

Introducción y comentarios: García-Garza *et al.* (1992) publicaron registros de *T. louisianae* alejados de la costa del golfo de México, en Oklahoma, Alabama y Tamaulipas. En el último sitio, ejemplares de *T. louisianae* fueron recolectados en el río Salado que drena en la presa Falcón y también en aguas del río Bravo. Esta especie podría considerarse exótica en Tamaulipas, sin embargo, es necesario realizar más recolectas para establecer su distribución en el noreste de México. El arribo al río Salado pudo ser de dos maneras: la migración natural de este misidáceo o una introducción he-

cha por el hombre. Este hallazgo ocurrió a más de 200 km de la desembocadura del río Bravo en la laguna Madre, y el agua del río tuvo un valor de 250 µohms de conductividad. Esta especie tolera aguas con menos de 5 ppm de salinidad (Price, 1982), pero Reeder y Hardin (1992) encontraron esta especie en sitios con valores de hasta 26 g/l. Una población de *T. louisianae* fue encontrada en Veracruz por Soto *et al.* (1986), pero García-Garza *et al.* (1992) mencionan que este registro necesita verificarse.

CAMARONES PENÉIDOS

Litopenaeus vannamei

Origen geográfico: costa del Pacífico este, desde el golfo de California hasta Perú (Pérez-Farfante y Kensley, 1997).

Introducciones: poblaciones exóticas del camarón blanco *L. vannamei* han sido registradas en las costas de Texas y Carolina del Sur (Balboa *et al.*, 1991; Texas Parks and Wildlife Department, 1997; Wenner y Knott, 1992). Otros registros exóticos para el Atlántico occidental corresponden a las costas de Venezuela (Pérez *et al.*, 2007), Puerto Rico (Perry, 2011) y Brasil (Loebmann *et al.*, 2010). El único registro exótico confirmado de *L. vannamei* para México es para las lagunas Carmen-Pajonal-Machona, cercanas a las comunidades de La Azucena y Sánchez, del estado de Tabasco (Wakida-Kusunoki *et al.*, 2011).

Comentarios: el camarón blanco, *L. vannamei*, es una de las especies más utilizadas en la acuicultura del mundo, incluyendo Norteamérica (Briggs *et al.*, 2004). Una justificación para su producción en áreas no nativas es la tasa mayor de crecimiento y sobrevivencia respecto a especies nativas (Balboa *et al.*, 1991; Howells, 2001), así como su adaptabilidad a las variaciones hidroquímicas en los estuarios tropicales (Loebmann *et al.*, 2010). Sin embargo, no fueron considerados los riesgos económicos y ecológicos de la introducción del camarón blanco a diferentes países. Los principales riesgos de escape y establecimiento de *L. vannamei* son la competencia (espacio y alimento), interferencia en la reproducción (Briggs *et al.*, 2004; Panutrakul *et al.*, 2010) y la presencia de enfermedades virales en especies nativas (Bowles *et al.*, 2000; Loebmann *et al.*, 2010; Wakida-Kusunoki *et al.*, 2011). En la costa mexicana del golfo de México, el camarón blanco es cultivado en todos los estados (Wakida-Kusunoki *et al.*, 2001). Por lo tanto, la posibilidad de escape y establecimiento de *L. vannamei* a lo largo de estas costas es muy probable. Balboa *et al.* (1991) argumentaron que una de las posibilidades de la presencia silvestre del camarón blanco en la parte baja de la laguna Madre, Texas (bahía Matagorda y Brownsville) fue el escape de ejemplares de una granja de cultivo en Soto la Marina, Tamaulipas. Si esta hipótesis es cierta, la presencia de *L. vannamei* en aguas mexicanas del golfo de México podría ser mayor y no únicamente en Tabasco.

Litopenaeus stylirostris

Origen geográfico: costa del Pacífico oriental, desde el golfo de California hasta Perú (Pérez-Farfante y Kensley, 1997).

Introducciones y comentarios: la historia de la producción acuícola de *L. stylirostris* ha sido confinada a Latinoamérica, en particular México (Aragón-Noriega *et al.*, 2000). Intentos de cultivo de esta especie también son conocidos de Panamá y Brasil. Adicionalmente se sabe de introducciones experimentales de *L. stylirostris* hacia países asiáticos (Brunei, Taiwán, Myanmar, China), provenientes de granjas de cultivo de México y Estados Unidos (Briggs *et al.*, 2004). No obstante que el cultivo de esta especie se efectúa en el país, hasta el momento no se tienen registros documentados y confirmados de poblaciones exóticas de *L. stylirostris*. Sin embargo, la lista de especies invasoras de la Conabio (*www.conabio.gob.mx/invasoras/index.php/Especies*), incluye a *L. stylirostris* como especie establecida en México. En la página *www.galvbayinvasives.org/Guide/Species/LitopenaeusMacrobrachiumPenaeus* (*The Quiet Invasion: A Guide to Invasive Species of the Galveston Bay Area*) se menciona el escape de individuos de granjas de reproducción de Texas; sin embargo, no se conocen poblaciones silvestres del camarón azul.

Penaeus monodon

Origen: océanos Índico y Pacífico occidental, incluyendo África oriental, sur de Asia, Filipinas y Australia (FAO, 2011; McCann *et al.*, 1996).

Introducciones y comentarios: varios países de Asia desarrollaron la comercialización del camarón tigre gigante, *P. monodon*. Posteriormente, esta especie fue introducida en varios países de Latinoamérica y en

Estados Unidos, incluyendo Hawái, con el propósito de su explotación acuícola (Briggs y Funge-Smith, 1996). En Carolina del Sur fue la primera importación de esta especie proveniente de Hawái (Briggs *et al.*, 1996). Ocurrieron escapes subsecuentes de *P. monodon* y su presencia silvestre fue registrada a lo largo de la costa atlántica hasta Florida desde 1988 (McCann *et al.*, 1996). Knott *et al.* (2012), actualizaron los registros invasivos de *P. monodon* desde Carolina del Norte hasta Texas. En este último estado, especímenes de esta especie fueron capturados entre 2011 y 2012 en la bahía Aransas, que se localiza aproximadamente a 250 km lineales de la laguna Madre, Tamaulipas. En México no hay registros documentados de la presencia de *P. monodon* (Wakida-Kusonoki *et al.* aceptado en 2013). Hendrickx (2012) menciona que el camarón tigre gigante está registrado para la costa este de México, sin especificar el sitio de su hallazgo y fuente de información. Sin embargo, es alto el riesgo de invasión de esta especie por la cercanía de las costas de Texas y Tamaulipas, que comparten similitudes ecológicas. Mendoza *et al.* (2011a) incluyen a *P. monodon* dentro de las especies con mayor calificación de invasividad para la laguna Madre.

LANGOSTINOS PALEMÓNIDOS

Macrobrachium rosenbergii

Origen: por mucho tiempo *M. rosenbergii* ha sido considerada nativa del sur y sureste de Asia, partes de Oceanía y algunas islas del Pacífico occidental (New, 2002). Sin embargo, Wowor y Ng (2007) separan esta especie en dos: *M. dacqueti* para las formas del oeste (sur y sureste de Asia e Indochina) y *M. rosenbergii* para las formas del este (Filipinas, excluyendo Palawan, este de Indonesia, Papúa Nueva Guinea y Australia).

Introducciones y comentarios: el langostino asiático *M. rosenbergii* ha sido considerado como la especie con mayor éxito para su cultivo en regiones tropicales y subtropicales del mundo (New, 2002). Sin embargo, Wowor y Ng (2007) denotan que *M. dacqueti* es actualmente la especie más capturada y extensivamente cultivada en América, Asia y África, además de ser uno de los crustáceos económicamente más importantes en el mundo.

En Estados Unidos el cultivo de *M. rosenbergii* (en parte *M. dacqueti*) comenzó en Hawái en 1960 y fue expandido a Carolina del Sur, Kentucky, Florida, Misisipi, Tennessee, Alabama, Arkansas, Georgia, Illinois, Indiana, Luisiana y Ohio (Dasgupta, 2005). En México, la introducción del langostino asiático para su cultivo fue en 1973, proveniente de India, para una granja de Sinaloa (Cifuentes *et al.*, 1990). De acuerdo con el mapa de la Carta Nacional Acuícola (DOF, 2011), el cultivo de esta especie se extendió principalmente hacia estados costeros del país, como Veracruz, Guerrero, Sinaloa y Michoacán, además de San Luis Potosí. Adicionalmente, la carta menciona que los resultados de su cultivo no son los esperados y su futuro es incierto.

Las invasiones del langostino malayo en el mundo todavía son conservadoramente señaladas en la literatura y otras fuentes de información como *M. rosenbergii* (Loebmann *et al.*, 2010; Ahyong y Wikens, 2011). Sin embargo, un estudio molecular con poblaciones introducidas del langostino asiático a Brasil concluyen que corresponden a *M. dacqueti* (Iketani *et al.*, 2010). El único registro continental de invasión del langostino asiático en ambientes silvestres de Estados Unidos está ubicado en pantanos de Misisipi (Woodley *et al.*, 2002; Schofield, 2012). Bowles *et al.* (2000) mencionan que el riesgo de escapes y establecimiento silvestre de *M. rosenbergii* cultivado en el sur de Estados Unidos podría afectar las especies nativas de agua dulce de *Macrobrachium*. La invasión de *M. dacqueti* en ríos, arroyos y otros cuerpos de agua dulce y estuarinos de México, principalmente aquellos cercanos a las granjas de cultivo, no está documentada.

ASTACÍDEOS (ACOCILES)

Orconectes virilis

Origen: nativa de la parte centro-este de Estados Unidos: Montana, Utah, Arkansas, Nueva York y Maine, así como de Ontario, Canadá (Hobbs, 1989).

Introducciones y comentarios: *Orconectes virilis* ha sido introducida en parte del oeste de Estados Unidos y Canadá (Page, 1985; Taylor *et al.*, 1996), en California, Arizona, Nuevo México, Maryland, Nueva Inglaterra, Alabama, Tennessee, Misisipi, Utah y Virginia (Hobbs, 1989; Rodríguez-Almaraz y Muñiz-Martínez, 2008; Benson, 2012). La razón principal de la introducción de este acocil es su uso como cebo en la pesca deportiva durante más de 60 años; una vez establecida en un



Figura 3. Distribución de acociles (astacídeos) exóticos en México.

cuerpo de agua nuevo expande su distribución y desplaza eficientemente a las especies nativas (Taylor y Redmer, 1996), pues tiene una tasa de crecimiento individual más rápida que éstas (Hill *et al.*, 1993).

Campos y Contreras Balderas (1985) recolectaron este acocil en el estado de Chihuahua (San Diego de Alcalá; Río Bravo en Ciudad Juárez; río Chuviscar, 400 m al este de San Diego de Alcalá; río Bravo en Isleta; río San Pedro en Meoqui), que corresponde al primer registro exótico de *O. virilis* en México. La presencia en el norte de México podría deberse a la introducción de poblaciones exóticas que residen en el oeste del país vecino.

Procambarus clarkii

Origen: el acocil rojo, *Procambarus clarkii*, es nativo de los estados de Texas, Alabama, Luisiana, Misisipi, Florida, Arkansas, Tennessee, Misuri, Illinois, Nuevo México y Oklahoma, así como también de la parte norte de México (Hobbs, 1984; 1989; Campos y Rodríguez-Almaraz, 1992; Hernández *et al.*, 2008).

Introducciones y comentarios: el género *Procambarus* es el más diverso del mundo y 99% de sus especies ocurren en Norteamérica (Taylor, 2002). Dentro de este taxón destaca *Procambarus clarkii* por ser una de las principales especies de cultivo en América y en otros continentes. Por tal motivo, esta especie ha tenido un gran potencial para invadir gran parte de Estados Unidos, como Arizona, Nevada, California, Oregón, Maryland, Carolina del Norte y del Sur, Virginia, Georgia, Indiana, Ohio, Wisconsin, Nueva York y Alaska. De igual manera, existen poblaciones establecidas en otras regiones del continente americano como Belice, Costa Rica, República Dominicana, Brasil, Nicaragua, Guatemala, Venezuela, Colombia y Ecuador. Asimismo, se ha introducido en países europeos como España, Francia, Gran Bretaña, Portugal, Italia, Chipre, Alemania, Holanda y Suiza. En Asia se le ha localizado en China, Taiwán, Hawái y Japón, mientras que en el continente africano se introdujo en Kenia, Uganda, Zambia y Zimbabue (Huner y Barr, 1984; Hobbs III *et al.*, 1989; Campos y Rodríguez-Almaraz, 1992).

Los registros exóticos de *Procambarus clarkii* en México incluyen principalmente la región norte, como Nuevo León, Chihuahua y Coahuila; también ha sido introducida en el centro-este de Tamaulipas, Sonora, Durango, Sinaloa y la parte centro de Nuevo León, Baja California y la cuenca del río Colorado en la vertiente del Pacífico (Hobbs, 1962, 1976, 1984, 1989; Huner y Barr, 1984; Campos y Rodríguez-Almaraz, 1992; Rodríguez-Almaraz y Campos, 1994; Hernández *et al.*, 2008). Sin embargo, falta distinguir entre poblaciones nativas y exóticas del norte de México.

La introducción del acocil rojo, *P. clarkii*, ha ocasionado impactos ecológicos de magnitudes considerables en los diversos ecosistemas acuáticos donde reside (Hobbs III *et al.*, 1989). Dentro del contexto regional, particularmente en el centro del estado de Nuevo León, esta especie exótica ha tenido un importante impacto ecológico, ya que ha venido desplazando a la especie nativa *P. regiomontanus*, por lo que sus poblaciones se han visto disminuidas, al grado de ser considerada actualmente una especie en peligro de extinción, ya que hasta 1985 era dominante en la cuenca del río San Juan (Campos y Rodríguez-Almaraz, 1992; Rodríguez-Almaraz *et al.*, 1993; Rodríguez-Almaraz y Campos, 1994). Recientemente fue incluida en las lista de especies en riesgo de la norma oficial mexicana (NOM-059-SEMARNAT).

Cherax quadricarinatus

Origen: el acocil de quelas rojas, *Cherax quadricarinatus*, es una especie de cangrejo de agua dulce nativo de los ríos del noroeste de Queensland y del Territorio Norte Australiano (Lawrence y Jones, 2002).

Introducciones y comentarios: las experiencias han demostrado que el género *Cherax* es el que tiene mayor potencial para la acuicultura en Australia (O'Connor y Rayns, 1992). Ante estos atributos biológicos y económicos se propició la primera introducción de *C. quadricarinatus* en México en 1995 con el fin de determinar

la posibilidad de su cultivo (Ponce-Palafox *et al.*, 1999). Posteriormente esta especie ha sido reintroducida para establecer cultivos comerciales en Colima, Distrito Federal, Morelos, Jalisco, Tamaulipas, Baja California y Yucatán (García-Guerrero *et al.*, 2003; Ponce-Palafox *et al.*, 1999; Rodríguez-Canto *et al.*, 2002). Bortolini *et al.* (2007) registraron el establecimiento de *C. quadricarinatus* en cuerpos de agua naturales de los estados de Morelos y Tamaulipas, y esto probablemente fue el origen de escapes de especímenes de granjas de cultivo. Es inminente el riesgo de invasiones posteriores, sobre todo donde se cultive este crustáceo exótico. Recientemente Mendoza *et al.* (2011b) publicaron el libro *Riesgos de dispersión y posibles impactos de los acociles australianos del género* Cherax *en México*.

CANGREJOS BRAQUIUROS

Eriocheir sinensis

Origen: nativa del sureste de Asia; su intervalo nativo es entre Hong Kong (20° N) y Corea (40° N) (Hymanson *et al.*, 1999).

Introducciones y comentarios: el cangrejo manopla, *Eriocheir sinensis*, es una especie catádroma que pasa parte de su vida en agua dulce, donde crece hasta su maduración, para residir posteriormente en ambientes eurihalinos (Bentley, 2011). Esta especie es importante por varias razones: en la acuicultura (Ying *et al.*, 2006), como portador de un parásito del pulmón humano (Ingle, 1985) y destructor de hábitats de agua dulce por su enmadrigamiento (Peters, 1933). Es una de las especies acuáticas invasoras más notorias en el mundo (Lowe *et al.*, 2000; Hanson y Sytsma, 2008). El agua de lastre es el principal vector de invasión de esta especie, donde las larvas son transportadas (Bentley, 2011). Otro factor de invasión es el residir entre las comunidades incrustantes de barcos (Cohen y Carlton, 1997). Sin embargo, liberaciones intencionales pudieran ser otra causa de invasión de esta especie, ya que es apreciada en las pesquerías. Por ejemplo, introducciones de cangrejos vivos en la bahía de San Francisco, California, fueron hechas aparentemente para crear una pesquería (Cohen y Carlton, 1997; Bentley, 2011).

Introducciones exitosas del cangrejo manopla han ocurrido en Europa y América (Bentley, 2011). En la costa este de Estados Unidos y Canadá fueron documentadas en la bahía Chesapeake (Ruiz *et al.*, 2006a), Misisipi (Cohen y Carlton, 1997), Luisiana, Maryland, Delaware, Connecticut, Nueva Jersey, Nueva York, Ontario y Quebec (Benson y Fuller, 2012). No se sabe de invasiones de este cangrejo en ambientes costeros o de agua dulce de México (Okolodkov *et al.*, 2007; Hendrickx, 2012). Al respecto, la Conabio incluye a *E. sinensis* como una especie no establecida en México, pero con un alto riesgo de invasión en costas mexicanas (Mendoza *et al.*, 2011a). Bentley (2011) menciona que parece casi inevitable que *E. sinensis* invada más estuarios y ríos del mundo, pero prevenir la introducción del cangrejo manopla, como sucede con otras especies invasivas, es el medio más efectivo para evitar que la invasión tome lugar.

Carcinus maenas

Origen: nativa del norte de África hasta Europa (Escandinavia) (Edgell y Hollander, 2011).

Introducciones y comentarios: el cangrejo verde europeo, *Carcinus maenas*, ha invadido las costas de Norteamérica, Australia, Tasmania, partes de Sudamérica (Argentina) y Sudáfrica (Global Invasive Species Database; Carlton y Cohen, 2003; Edgell y Hollander, 2011). La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza incluye en su lista de las 100 especies invasoras más dañinas a *C. maenas* (Darling, 2011). El primer registro como especie invasora de este cangrejo en Norteamérica fue en la costa de Nueva York o Nueva Jersey en 1817 (Audet *et al.*, 2008; Edgell y Hollander, 2011), por medio de lastre sólido (Darling, 2011). Desde entonces múltiples invasiones de *C. maenas* han ocurrido por diferentes vectores de invasión (Darling, 2011), tanto en la costa este como en la oeste de Estados Unidos (Gillespie *et al.*, 2007; Edgell y Hollander, 2011).

Una de las razones del éxito de invasión y establecimiento de esta especie ha sido su plasticidad fenotípica, que le permite ajustar su fisiología, comportamiento y morfología en nuevas condiciones (Edgell y Hollander, 2011). Esta especie es un voraz depredador, además de que altera las comunidades bentónicas (Kimbro *et al.*, 2009) e impacta negativamente la economía humana (Lovell *et al.*, 2007).

En México no se tienen registros de invasión de esta especie (Okolodkov *et al.*, 2007; Hendrickx, 2012). Sin embargo, la Conabio incluye a *C. maenas* como una especie no establecida en México, pero con alto riesgo de invasión en costas mexicanas (Mendoza *et al.*,

2011a). En todo el golfo de México no se han registrado invasiones de *C. maenas* pero parece inminente su introducción. El riesgo mayor ocurre en el Pacífico, ya que hay registros del cangrejo verde europeo en la costa de California (Edgell y Hollander, 2011).

Rhithropanopeus harrisii

Origen: esta especie es nativa de ambientes de agua dulce y estuarinos desde el suroeste del golfo de San Lorenzo, Canadá, hasta el golfo de México en Veracruz, (Williams, 1984).

Introducciones y comentarios: el cangrejo de fango, *R. harrisii*, habita en ambientes someros de los estuarios, en sustratos lodosos y arenosos (Brockerhoff y McLay, 2011). Esta especie se ha establecido en el mar Báltico, mar Negro, Mediterráneo, noreste del Atlántico, noroeste del Pacífico, Brasil, canal de Panamá, Colombia y mar Caspio (Turoboyski, 1973; Roche y Torchin, 2007; Brockerhoff y McLay, 2011; Perry, 2012). En 1937 fue introducida en California, donde actualmente es abundante (Perry, 2012). Después invadió las costas de Oregon (Ricketts y Calvin, 1952). En Texas es nativo en los sistemas estuarinos, pero ha invadido reservorios de agua dulce (Howells, 2001). *R. harrisii* es considerada como potencial invasora para México (Okolodkov *et al.*, 2007; Mendoza *et al.*, 2011a; Hendrickx, 2012). La Conabio la incluye como una especie no establecida en México.

Los principales vectores de introducción del cangrejo de fango son el agua de lastre, como fauna incrustante en cascos de barcos y la introducción accidental con ostiones y almejas (Rodríguez y Suárez, 2001; Roche y Torchin, 2007).

Agradecimientos

Este trabajo forma parte del estudio de especies exóticas realizada por la Red Temática de PROMEP-SEP “Especies Exóticas de México” (Umar-UANL-UABC), apoyado por el proyecto PROMEP 103-5/09/1353.

REFERENCIAS

Ahyong, S.T., y S.L. Wilkens. 2011. Aliens in the antipodes: Non-indigenous marine crustaceans of New Zealand and Australia, en B.S. Galil, P.F. Clark y J.T. Carlton (eds.). *In the wrong place – alien marine crustaceans: Distribution, biology and impacts*. [Invading Nature – Springer Series in Invasion Ecology: volume 6.], pp. 451-48.

Aragón-Noriega, E.A., J.H. Córdova-Murueta, H.L. Trías-Hernández y A.R. García-Juárez. 2000. Efecto de la densidad de siembra y la estacionalidad en la producción de camarón azul *Litopenaeus stylirostris*. *Ciencia Pesq.* **14**:39-46.

Atta, M.M. 1991. The occurrence of *Paradella dianae* (Menzies, 1962) (Isopoda, Flabellifera, Sphaeromatidae) in Mediterranean waters of Alexandria. *Crustaceana* **60**(2):213-218.

Audet, D., G. Miron y M. Moriyasu. 2008. Biological characteristics of a newly established green crab (*Carcinus maenas*) population in the southern Gulf of St. Lawrence. *J. Shellfish Res.* **27**:427-441.

Balboa, W.A., T.L. King y P.C. Hammerschmidt. 1991. Occurrence of Pacific white shrimp in Lower Laguna Madre, Texas. *Proceedings of the Annual Conference Southeast Association Fish and Wildlife Agencies* **45**:288-292. Disponible en: <*www.seafwa.org/resource/dynamic/private/PDF/BALBOA-288-292.pdf*>.

Bamber, R.N. 2012. A re-assessment of *Hexapleomera* Dudich, 1931 (Crustacea: Tanaidacea: Tanaidae), with designation of three new species. *Zootaxa* **3583**:51-70.

Barnard, J.L. 1950. The occurrence of *Chelura terebrans* Philippi in Los Angeles and San Francisco harbors. *Bull. So. Calif. Acad. Sci.* **49**(3):90-97.

Barnard, J.L. 1959. Generic partition in the amphipod family Cheluridae, marine wood borers. *Pac. Nat.* **1**(3-4):1-12.

Barnard, J.L. 1964a. Marine Amphipoda of bahía de San Quintín, Baja California. *Pac. Nat.* **4**(3):55-139.

Barnard, J.L. 1964b. Los anfípodos bentónicos marinos de la costa occidental de Baja California. *Rev. Soc. Mex. Hist. Nat.* **24**:205-273.

Barnard, J.L. 1969. A biological survey of bahía de Los Ángeles Gulf of California, Mexico. IV. Benthic Amphipoda. *Trans. San Diego Soc. Nat. Hist.* **15**(13):175-228.

Barnard, J.L. 1979. Littoral Gammaridean Amphipoda from the Gulf of California and the Galapagos Islands. *Smith. Contr. Zool.* **271**:1-149.

Barnard, J.L., y D.J. Reish 1959. Ecology of Amphipoda and Polychaeta of Newport bay, California. *Allan Hancock Foundation Publications of the University of Southern California.* **21**:1-106.

Blazewicz-Paszkowycz, M., R.N. Bamber y G. Anderson. 2012. Diversity of Tanaidacea (Crustacea: Peracarida) in the world's oceans – How far have we come? *PLoS ONE* **7**(4):e33068. doi:10.1371/journal.pone.0033068

Benson, A. 2012. *Orconectes virilis*. USGS Non-indigenous Aquatic Species Database, Gainesville, Florida: <*http://nas.er.usgs.gov/queries/FactSheet.aspx?SpeciesID=215*>.

Benson, A.J., y P.L. Fuller. 2012. *Eriocheir sinensis*. USGS Non-indigenous Aquatic Species Database, Gainesville, Florida: <*http://nas.er.usgs.gov/queries/FactSheet.aspx?speciesID=182*>.

Bentley, M.G. 2011. The global spread of the Chinese mitten crab *Eriocheir sinenesis*, en B.S. Galil, P.F. Clark y J.T. Carlton (eds.), *In the wrong place: Alien marine crustaceans – distribu-*

tion, biology and impacts. Springer series in Invasion Ecology. Springer-Verlag, Dordrecht.

Bortolini, J.L., F. Álvarez y G. Rodríguez-Almaraz. 2007. On the presence of the Australian redclaw crayfish, *Cherax quadricarinatus*, in Mexico. *Biol. Invasions* **9**:615-620.

Boudreaux, M.L., L.J. Walters, y D. Rittschof. 2009. Interactions between native barnacles, non-native barnacles, and the Eastern Oyster *Crassostrea virginica*. *Bull. Mar. Sci.* **84**:43-57.

Bousfield, E.L., y E.A. Hendrycks. 1995. The amphipod family Pleustidae on the Pacific coast of North America. Part III. Subfamilies Parapleustinae, Dactylopleustinae, and Pleustinae: Systematics and distributional ecology. *Amphipacifica* **2**(1):165-133.

Bousfield, E.L., y P.M. Hoover. 1997. The amphipod superfamily Corophioidea on the Pacific coast of North America. Part V. Family Coriophiidae, Corophiinae, new subfamily. Systematics and distributional ecology. *Amphipacifica* **2**(3):67-139.

Bowles, D.E., K. Aziz y C.L. Knight. 2000. Macrobrachium (Decapoda: Caridea: Palaemonidae) in the contiguous United States: A review of the species and an assessment of threats to their survival. *Journal of Crustacean Biology* **20**(1):158-171. doi: *<http://dx.doi.org/10.1651/0278-0372(2000)020[0158:MDCPIT]2.0.CO;2>*.

Bowman, T.E., N.L. Bruce y J.D. Standing, 1981. Recent introduction of the cirolanid isopod crustacean *Cirolana arcuata* into San Francisco bay. *J. Crust. Biol.* **1**:545-557.

Brandt, A., M. Błażewicz-Paszkowycz, R. Bamber, U. Mühlenhardt-Siegel, M. Malyutina, S. Kaiser, C. De Broyer y C. Havermans. 2012. Are there widespread peracarid species in the deep sea (Crustacea: Malacostraca)? *Polish Polar Research*. **33**:139-162.

Briggs, M., S. Funge-Smith, R. Subasinghe y M. Phillips. 2004. Introductions and movement of *Penaeus vannamei* and *Penaeus stylirostris* in Asia and the Pacific. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Regional Office for Asia and the Pacific. RAP Publication 2004/10, 1-12 pp.

Briggs, M.R.P., y S.J. Funge-Smith.1996. The potential use of *Gracilaria* sp. meal in diets for juvenile *Penaeus monodon* Fabricius. *Aquaculture Research* **27**(5):345-354.

Brockerhoff, A., y C. McLay. 2011. Human-mediated spread of alien crabs, en B.S. Galil, P.F. Clark, J.T. Carlton (eds.). *In the wrong place – alien marine crustaceans: Distribution, biology and impacts*. Springer Series in Invasion Ecology **6**:27-106.

Brusca, R.C. 1980. *Common intertidal invertebrates of the Gulf of California*. University of Arizona Press, EUA.

Brusca, R.C., V.R., Coelho y S. Taiti. 2007. Isopoda, en S.F. Light, R.I. Smith y J.T. Carlton. *Light's manual intertidal invertebrates of the central California coast: S.F. Light's Laboratory and Field Text in Invertebrate Zoology*. University of California Press, Los Ángeles, pp. 503-542.

Campos, E., y G.A. Rodríguez-Almaraz. 1992. Distribution of *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) (Decapoda: Cambaridae) in Mexico: An update. *J. Crust. Biol.* **12**:627-630.

Campos, E., y S. Contreras Balderas. 1985. First record of *Orconectes virilis* (Hagen) (Decapoda: Cambaridae) from Mexico. *Crustaceana* **49**:218-219.

Carlton, J.T. 1979. History, biogeography, and ecology of the introduced marine and estuarine invertebrates of the Pacific coast of North America. Ph.D. dissertation, University of California, Davis.

Carlton, J.T. 2011. The global dispersal of marine and estuarine crustaceans, en B.S. Galil, P.F. Clark y J.T. Carlton (eds.) *In the wrong place-alien marine crustaceans: Distribution, biology and impacts*. [Invadin Nature – Springer Series in Invasion Ecology: volume 6.] pp. 3-23.

Carlton, J.T., y V.A. Zullo. 1969. Early records of the barnacle *Balanus improvisus* Darwin from the Pacific coast of North America. *Occ. Pap. Cal. Acad. Sci.* **75**:1-6.

Carlton, J.T., y A.N. Cohen. 2003. Episodic global dispersal in shallow water marine organisms: The case history of the European shore crabs *Carcinus maenas* and *Carcinus aestuarii*. *Journal of Biogeography* **30**:1809-1820.

Carlton, J.T., y E.W. Iverson. 1981. Biogeography and natural history of *Sphaeroma walkeri* (Crustacea: Isopoda) and its introduction to San Diego bay, California. *J. Nat. Hist.* **15**:31-48.

Chapman, J.W. 1988. Invasions of the northeast Pacific by Asian and Atlantic gammaridean amphipod crustaceans, including a new species of *Corophium*. *J. Crust. Biol.* **8**(3):364-382, figs. 3-5.

Chapman, J.W. 2007. Gammaridea, en S.F. Light, R.I. Smith y J.T. Carlton. *Light's manual intertidal invertebrates of the central California coast: S.F. Light's Laboratory and Field Text in Invertebrate Zoology*. University of California Press, Los Angeles. pp. 545-613.

Chapman, J.W., y J.A. Dorman. 1975. Diagnosis, systematics, and notes on *Grandidierella japonica* (Amphipoda: Gammaridea) and its introduction to the Pacific coast of the United States. *Bull. So. Calif. Acad. Sci*. **74**:104-108.

Celis, A. 2004. Taxonomía y patrones de distribución de los cirripedios (Crustacea: Cirripedia: Thoracica) sublitorales de la parte sur del Golfo de México. Tesis de maestría, Instituto de Biología, UNAM, México.

Celis, A. 2009. Análisis panbiogeográfico y taxonómico de los cirripedios (Crustacea) de México. Tesis doctoral, Instituto de Biología, UNAM, México.

Celis, A., G.A. Rodríguez-Almaraz y F. Álvarez. 2007. Los cirripedios torácicos (Crustacea) de aguas someras de Tamaulipas, México. *Rev. Mex. Biodivers.* **78**:325-337.

Cifuentes, J.L., M.P. Torres-García y M.F. Mondragón. 1997. *El océano y sus recursos. XI. Acuicultura*. La ciencia para todos. Fondo de Cultura Económica. México. Disponible en: *<http://bibliotecadigital.ilce.edu.mx/sites/ciencia/volumen2/ciencia3/090/html/oceano11.html>*.

Cohen, A.N. 2006. Species introductions and the Panama Canal, en S. Gollasch, B.S. Galil y A.N. Cohen (eds.), *Bridging divides maritime canals as invasion corridors*. Springer, Dordrecht, pp. 127-206

Cohen, A.N., y J.T. Carlton. 1997. Transoceanic transport mechanisms: The introduction of the Chinese mitten crab *Eriocheir sinensis* to California. *Pac. Sci.* **51**:1-11.

Cohen, A.N., L.H. Harris, B.L. Bingham, J.T. Carlton, J.W. Chapman, C.C. Lambert, G. Lambert, J.C. Ljubenkov, S.N. Murray, L.C. Rao, K. Reardon y E. Schwindt. 2005. Rapid

assessment survey for exotic organisms in southern California bays and harbors, and abundance in port and non-port areas. *Biol. Invasions* **7**:995-1002.

Conlan, K.E., y E.L. Bousfield. 1982. The amphipod superfamily Corophioidea in the northeastern Pacific region: I. Family Ampithoidae. Systematics and distributional ecology. *Natl. Mus. Nat. Sci. (Ottawa) Publ. Biol. Oceanogr.* **10**(2):41-75.

Corona, A. y A. Raz-Guzmán. 2003. Distribución geográfica de los anfípodos e isópodos (Crustacea: Peracarida: Amphipoda e Isopoda) de los sistemas estuarinos de Michoacán, México, en M.E. Hendrickx (ed.), *Contribuciones al estudio de los crustáceos del Pacífico este*, vol. 2. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, Mazatlán, pp. 219-225.

Crawford, G.I. 1937. A review of the amphipod genus *Corophium*, with notes on the British species. *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.* **21**:589-630.

Darling, J.A. 2011. Interspecific hybridization and mitochondrial introgression in invasive *Carcinus* shore crabs. *PLoS ONE* **6**(3):e17828. doi:10.1371/journal.pone.0017828.

Darwin, C. 1854. *A monograph on the sub-class Cirripedia. The Balanidae, or Sessile Cirripedes, the Verrucidae.* Ray Society, Londres.

Dasgupta, S. 2005. Economics of freshwater prawn farming in the United States. *Southern Regional Aquaculture Center*, USA, Publication # 4830, pp. 1-8.

de Oliveira, L.P.H. 1941. Contribuicão ao conhecimento dos crustaceos do Rio de Janeiro, suborden "Balanomorpha" (Cirripedia: Thoracica). *Mem. Inst. Oswaldo Cruz* **36**:1-31.

DOF. 2011. Carta Nacional Acuícola. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. *Diario Oficial de la Federación*, 31 de enero de 2011.

Edgell, T.C., y J. Hollander. 2011. The ecology and evolution of European green crab *Carcinus maenas* in North America, en B.S. Galil, P.F. Clarke, J.T. Carlton (eds.). *In the wrong place – alien marine crustaceans: Distribution, biology and impacts*. Springer Series in Invasion Ecology, **6**:641-659.

Espinosa-Pérez, M.C., y M.E. Hendrickx. 2002. The genus *Paracerceis* Hansen, 1905 (Crustacea: Isopoda: Sphaeromatidae) in the eastern tropical Pacific, with the description of a new species. *Crustaceana* **74**(11):1169-1187.

Faasse, M., y G. van Moorsel. 2003. The North-American amphipods, *Melita nitida* Smith, 1873, and *Incisocalliope aestuarius* (Watling and Maurer, 1973) (Crustacea: Amphipoda: Gammaridea), introduced to the Western Scheldt estuary (The Netherlands). Aquatic Ecology **37**:13-22.

FAO. 2011. *Penaeus monodon* (Fabricus, 1798). FAO, Fisheries and Aquaculture Department. Disponible en: *<www.fao.org/fishery/culturedspecies/Penaeus_monodon/en>*.

Farrapeira, C.M.R. 2010. Shallow water Cirripedia of the northeastern coast of Brazil: The impact of life history and invasion on biogeography. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **392**:210-219.

Farrapeira, C.M.R., A.V. Melo, D.F. Barbosa y K.M.E. da Silva. 2007. Ship hull foulinf of the port of Recife, Pernambuco. *Braz. J. Oceanog* **55**:207 221.

Farrapeira-Assunção, C.M. 1990. Ocorrência de *Chirona (Striatobalanus) amaryllis* Darwin, 1854e, de *Balanus reticulatus* Utinomi, 1967 (Cirripedia, Balanomorpha), no Estado de Pernambuco. Resumos do XVII Congresso Brasileiro de Zooologia.

Ferreira, C.E.L., de ORJA, M.C. Villac y R.M. Lopes. 2009. Marine bioinvasions in the Brazilian coast: Brief report on history of events, vectors, ecology, impacts and management of non-indigenous species, en G. Rilov y J.A. Crooks (eds.), *Biological invasions in marine ecosystems*. Springer, Berlin, pp. 459-477.

Galil, B.S. 2008. *Sphaeroma walkeri* Stebbing, 1905 (Crustacea: Isopoda: Sphaeromatidae), established on the Mediterranean coast of Israel. *Aq. Inv.* **3**(4):443-444.

García-Garza, E., G. Rodríguez Almaraz y T. Bowman. 1992. Distribution of the opossum shrimp *Taphromysis louisianae* (Mysidacea), including new far inland records. *J. Crust. Biol.* **12**:101-103.

García-Guerrero, M., M. Hendrickx y H. Villarreal. 2003. Description of the embryonic development of *Cherax quadricarinatus* (von Martens, 1868) (Decapoda: Parastacidae), based on the staging method. Crustaceana **76**:269-280.

García-Madrigal, M.S. 2010. Littoral Maeridae and Melitidae (Amphipoda: Gammaridea) from the Gulf of Tehuantepec, Mexico. *Zootaxa* **2623**:1-51.

García-Madrigal, M.S. 2007. Annotated checklist of the amphipods (Peracarida: Amphipoda) from the tropical eastern Pacific, en M.E. Hendrickx (ed.), *Contribuciones al estudio de los crustáceos del Pacífico este* 4(2). Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, pp. 63-195.

García-Madrigal, M.S., R.W. Heard y E. Suárez-Morales. 2005. Records of and observations on tanaidaceans (Peracarida) from shallow waters of the Caribbean coast of Mexico. *Crustaceana* **77**(10):1153-1177.

Gardiner, L.F. 1975. A fresh- and brackish-water tanaidacean, *Tanais stanfordi* Richardson, 1901, from a hypersaline lake in the Galapagos archipielago, with a report on west Indian specimens. *Crustaceana* **29**: 127-140.

George, R.Y., y P.J. Thomas. 1979. Biofouling community dynamics in Louisiana shelf oil platforms in the Gulf of Mexico. *Rice Univ. Stud.* **65**:553-575.

Ghani, N., y M. Qadeer. 2001. *Sphaeroma walkeri* Stebbing, 1905, in the coastal water of Karachi. *J. Biol. Sci.* **9**:871-872.

Gilg, M.R., E. Lukaj, M. Abdulnour, M. Middlebrook, E. González, R. Turner y R. Howard. 2010. Spatio-temporal settlement patterns of the non-native titan acorn barnacle, *Megabalanus coccopoma*, in northeastern Florida. *J. Crust. Biol.* **30**:146-150.

Gillespie, G.E., A.C. Phillips, D.L. Paltzat y T.W. Therriault. 2007. Status of the European green crab, *Carcinus maenas*, in British Columbia – 2006. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* **2700**:39.

Gittings, S.R. 2009. Cirripedia (Crustacea) of the Gulf of Mexico, en D.L. Felder y D.K. Camp. 2009. *Gulf of Mexico. Origin, waters and biota*. Biodiversity. Texas A&M Press College.

Gittings, S.R., G.D. Dennis y H.W. Harry. 1986. Annotated guide to the barnacles of the northern Gulf of Mexico, Sea Grant College Program. Texas A&M University, College Station, TAMU-SG-86-402.

Gómez-Daglio, L., y E. González. 2006. The shallow-water barnacles (Cirripedia, Balanomorpha) of bahía de La Paz,

Baja California Sur, Mexico, including seven previously unrecorded species and amended descriptions of three species. *Sess. Org*. **23**:1-12.

Greenstein, D.J., y L.J. Tienfenthaler. 1997. Reproduction and population dynamics in Newport bay. *Bull. So. Calif. Acad. Sci.* **96**:34-41.

Guțu, M., y G.E. Ramos. 1995. Tanaidaceans (Crustacea: Peracarida) from the waters of Colombian Pacific with the description of two new species. *Trav. Mus. Hist. Nat. Grigore Antipa* **35**:29-48.

Hanson, E., y M. Sytsma. 2008. The potential for mitten crab *Eriocheir sinensis* H. Milne Edwards, 1853 (Crustacea: Brachyura) invasion of Pacific northwest and Alaskan estuaries. *Biol. Invasions* **10**:603-614.

Hass, G., y B. Knott. 1998. Sphaeromatid isopods from the Swan River, Western Australia: Diversity, distribution, and geographic sources. *Crustaceana* **71**(1):36-46.

Hendrickx, M.E. 2012. Capítulo II: Crustacea, en A.M. Low Pfeng y E.M. Peters Recagno (eds.), *Invertebrados marinos exóticos en el Pacífico mexicano*. Geomare, A.C., INE–Semarnat, México. En prensa.

Hendrickx, M., y S. Ibarra. 2008. Presence of *Sinelobus stanfordi* (Richardson, 1901) (Crustacea: Tanaidacea: Tanaidae) in coastal lagoons of western Mexico. *Nauplius* **16**(2):79-82.

Hendrycks, E.A., y E.L. Bousfield. 2004. The amphipod family Pleustidae (mainly subfamilies Mesopleustinae, Neopleustinae, Pleusymtinae and Stenopleustinae) from the Pacific coast of North American: Sistematics and distributional ecology. *Amphipacifica* **3**(4):45-113.

Henry, D.P. 1960. Thoracic cirripedia of the Gulf of California. *Univ. Wash. Publ. Oceanogr*. **4**:135-158.

Henry, D.P. 1974. Descriptions of four new species of the *Balanus amphitrite* complex (Cirripedia: Thoracica). *Bull. Mar. Sci.* **23**:964-1001

Henry, D.P., y P.A. McLaughlin. 1975. The barnacles of the *Balanus amphitrite* complex (Cirripedia: Thoracica). *Zool. Verh. Leiden* **141**:1-254

Hernández, L., A.M. Maeda-Martínez, G. Ruiz-Campos, G. Rodríguez-Almaraz, F. Alonzo-Rojo y J.C. Sainz. 2008. Geographic expansion of the invasive red crayfish *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) (Crustacea: Decapoda) in México. *Biol. Invasions* **10**:977-984.

Hewitt, C.L., R.B. Martin, C. Sliwa, F.R. McEnnulty, N.E. Murphy, T. Jones y S. Cooper (eds.). 2002. National introduced marine pest information system. Disponible en: <*http://crimp.marine.csiro.au/nimpis*> (consultada en abril de 2007).

Hill, A.M., D.M. Sinars y D.M. Lodge. 1993. Invasion of an occupied niche by the crayfish *Orconectes rusticus*: Potential importance of growth and mortality. *Oecologia* **94**:303-306.

Hobbs, H.H. Jr. 1962. La presencia de *Procambarus clarkii* (Girard) en los estados de Chihuahua y Sonora, México. (Decapoda: Astacidae). *An. Inst. Biol.* **23**(1-2):273-276.

Hobbs, H.H. Jr. 1976. Crawfishes (Astacidae) of north and middle America. Water Pollution Control Research Series. U.S. Environmental Protection Agency, pp. 1-73.

Hobbs, H.H. Jr. 1984. On the distribution of the crayfish genus *Procambarus* (Decapoda: Astacidae). *J. Crust. Biol.* **4**:12-24.

Hobbs, H.H., Jr. 1989. An illustrated checklist of the American crayfishes (Decapoda: Astacidae: Cambaridae, and Parastacidae). *Smith. Contrib. Zool.* **480**:1-236.

Hobbs, H.H. III, J.O. Jass y J.V. Huner. 1989. A review of global crayfish introductions with particular emphasis on two North American species (Decapoda: Cambaridae). *Crustaceana* **56**:299-316.

Holdich, D.M. 1970. The distribution and habitat preferences of the Afro-European species of Dynamene. *J. Nat. Hist.* **4**:419-438.

Howells, R. 2001. Introduced non-native fishes and shellfishes in Texas waters: An updated list and discussion. Texas Parks and Wildlife Department, Management Data Series, pp. 27. Disponible en: <*http://beta-www.tpwd.state.tx.us/publications/tpwdpublications/fishing-boating/inland-fisheries-mds/mds-188.pdf*>.

Huner, J.V., y J.E. Barr. 1984. *Red swamp crawfish. Biology and exploitation*. The Louisiana Sea Grant College Program, Louisiana State University.

Hurtado L.A., M. Mateos y C.A. Santamaría. 2010. Phylogeography of supralittoral Rocky Intertidal *Ligia* Isopods in the Pacific region from central California to central Mexico. PLoS ONE **5**(7):e11633. doi:10.1371/journal.pone.0011633.

Hymanson, Z., J. Wang y T. Sasaki. 1999. Lessons from the home of the Chinese mitten crab. *IEP Newsletter* **12**:25-32.

Iketani, G., L. Pimentel, G. Silva-Oliveira I, C. MacielI, W. Valenti II, H. Schneider e I. Sampaio. 2010. The history of the introduction of the giant river prawn, *Macrobrachium* cf. *rosenbergii* (Decapoda: Palaemonidae), in Brazil: New insights from molecular data. *Genet. Mol. Biol.* [online] **34**(1):142-151. Disponible en: <*www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1415-47572011000100025&lng=en&nrm=iso*>.

Ingle, R.W. 1985. The Chinese mitten crab *Eriocheir sinensis* H. Milne Edwards a contentious immigrant. *Lond. Nat.* **65**:101-105.

Iverson, E.W. 1974. Range extensions for some California marine isopod crustaceans. *Bull. So. Calif. Acad. Sci.* **73**(3):164-169.

Jarquín-González, J., y M.S. García-Madrigal. 2010. Tanaidáceos (Crustacea: Peracarida) de los litorales de Guerrero y Oaxaca, México. *Rev. Mex. Biodiver.* **81** Supl.:51-61.

Javed, W., y R. Ahmed. 1987. On the occurrence of *Paradella dianae* (Menzies, 1962) a genus and species of Sphaeromatidae (Isopoda: Flabellifera) in the Arabian Sea. *Crustaceana* **53**(2):215-217.

Khalaji-Pirbalouty, V., y J.-W. Wägele. 2010. A new species and a new record of Sphaeroma Bosc, 1802 (Sphaeromatidae: Isopoda: Crustacea), from intertidal marine habitats of the Persian Gulf. *Zootaxa* **2631**:1-18.

Kimbro, D.L., E.D. Grosholz, A.J. Baukus, N. Nesbitt, N. Travis, S. Attoe y C. Coleman-Hulbert. 2009. Invasive species cause large-scale loss of native California oyster habitat by disrupting trophic cascades. *Oecologia* **160**:563-575.

Knott, D. 2006. Exotic barnacle found in south Carolina. Southeastern Regional Taxonomic Center, South Carolina Department of Natural Resources. Disponible en: <*www.dnr.sc.gov/marine/sertc*>.

Knott, D.M., P.L. Fuller, A.J. Benson y M.E. Neilson. 2012.

Penaeus monodon. USGS Non-indigenous Aquatic Species Database, Gainesville, Florida. Disponible en: *<http://nas.er.usgs.gov/queries/FactSheet.aspx?SpeciesID=1209>*.

Lacombe, D., y W. Monteiro. 1974. Balanideos como indicadores de poluicão na baia de Guanabara. *Rev. Bras. Biol.* **34**:633-644.

Laguna, J.E. 1985. Systematics, ecology and distribution of barnacles (Cirripedia: Thoracica) of Panama, including an analysis of provincialism in the tropical eastern Pacific. Master of Science thesis, University of California at San Diego.

Larsen, K. 2005. Deep-sea Tanaidacea (Peracarida) from the Gulf of Mexico. *Crustaceana Monographs* **5**:1-381.

Lawrance, C., y C. Jones. 2002. Capítulo 17. *Cherax*, en D. Holdrich (ed.), *Biology of freshwater crayfish*. Blackwell Science, Londres, pp. 935-699.

Ledoyer, M. 1986. Fauna mobile des herbiers de phanérogames marines (Halodule et Thalassia) de la laguna de Términos (Mexique, Campeche). II. Les Gammariens (Crustacea). *An. Inst. Cienc. Mar Limnol. Univ. Nac. Auton. Mex.* **13**:171-200.

LeCroy, S.E. 2000. *An illustrated identification guide to the nearshore marine and estuarine* Gammaridean Amphipoda *of Florida*, vol. 1: *Families Gammaridae, Hadziidae, Isaeidae, Melitidae and Oedicerotidae*. Florida Departament of Environmental Protection, Tallahassee, Annual Report, contract No. WM724.

LeCroy, S.E. 2002. *An illustrated identification guide to the nearshore marine and estuarine* Gammaridean Amphipoda *of Florida*, vol. 2: *Families Ampeliscidae, Amphilochidae, Amphithoidae, Aoridae, Argissidae and Haustoriidae*. Florida Departament of Environmental Protection, Tallahassee, Annual Report, contract No. WM724.

LeCroy, S.E. 2004. *An illustrated identification guide to the nearshore marine and estuarine* Gammaridean Amphipoda *of Florida*, vol. 3: *Families Bateidae, Cheluridae, Colomastigidae, Corophiidae, Cyproideidae and Dexaminidae*. Florida Departament of Environmental Protection, Tallahassee, Annual Report, contract No. WM724.

LeCroy, S.E., R. Gasca, I. Winfield, M. Ortiz y E. Escobar-Briones. 2009. Amphipoda (Crustacea) of the Gulf of Mexico, en D.L. Felder y D.K. Camp (eds.), *Gulf of Mexico – Origins, waters, and biota*. Biodiversity. Texas A&M Press College, pp. 941-972.

Loebmann, D., A.C.G. Mai y J.T. Lee. 2010. The invasion of five alien species in the Delta do Parnaíba Environmental Protection Area, Northeastern Brazil. *Rev. Biol. Trop.* **58**(3):909-923.

Lovell, S., E. Besedin y E. Grosholz. 2007. Modeling economic impacts of the European green crab. Paper presented at American Agricultural Economics Association annual meeting, Portland, julio 29-agosto 1, 2007.

Lowe, S., M. Browne, S. Boudjelas y M. De Poorter. 2000. 100 of the world's worst invasive alien species. A selection from the global invasive species database. The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN).

Lowry, J. 2010a. *Ampithoe pollex*. World Register of Marine Species. Disponible en: *<www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=423117>*.

Lowry, J. 2010b. *Pleusymtes derzhavini* (Gurjanova, 1938). World Register of Marine Species. Disponible en: *<www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=549734>*.

Lowry, J. 2011a. *Ampelisca abdita* Mills, 1964, en J. Lowry (2010), World Amphipoda database. World Register of Marine Species. Disponible en: *<www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=158020>*.

Lowry, J. 2011b. *Ampithoe longimana* Smith, 1873, en J. Lowry (2010), World Amphipoda database. World Register of Marine Species. Disponible en: *<www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=158026>*.

Markham, J.C., F.E. Donath-Hernández, J.L. Villalobos-Hiriart y A. Cantú-Díaz-Barriga, 1990. Notes on the shallow-water marine Crustacea of the Caribbean coast of Quintana Roo, México. *An. Inst. Biol.* **61**:405-446.

Mayer, P. 1903. Die Caprelidae der Siboga-Expedition. "Siboga"-Expeditie **34**:1-160.

McCann, J.A., L.N. Arkin y J.D. Williams. 1996. Non-indigenous aquatic and selected terrestrial species of Florida. University of Florida, Center for Aquatic Plants. Disponible en: *<http://aquatl.ifas.ufl.edu/mctitle.html>*.

McNeil, C., y J. Prenter. 2000. Differential microdistributions and interspecific interactions in coexisting native and introduced Gammarus spp. (Crustacea: Amphipoda). *Zool. Soc. London* **251**:377-384.

Mendoza R., G.A. Rodríguez Almaraz y S. Castillo Alvarado. 2011b. *Riesgos de dispersión y posibles impactos de los acociles australianos del género* Cherax *en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.

Mendoza R., N. Arreaga, J. Hernández, V. Segovia, I. Jasso y D. Pérez Zolla. Especies acuáticas invasoras en la región ecológica río Bravo/laguna Madre. Documento de antecedente 2011-2. Comisión para la Cooperación Ambiental, Montreal.

Menzies, R.J. 1962. The marine isopod fauna of bahía de San Quintín, Baja California, Mexico. *Pacific Naturalist* **3**(11):339-348.

Menzies, R.J., y J.L. Barnard. 1951. The isopodan genus *Iais* (Crustacea). *Bull. So. Calif. Acad. Sci.* **50**(3):136-151.

Mills, E.L. 1964. *Ampelisca abdita* a new amphipod crustacean from North America. Canadian *J. Zool.* **42**:559-575.

Mills, E.L. 1965. The zoogeography of North Atlantic and North Pacific ampeliscid amphipod crustaceans. *Syst. Zool.* **14**:119-130, 1 fig.

Mills, E.L. 1971. Deep-Sea Amphipoda from the western north Atlantic Ocean. The family Ampeliscidae. *Limnol. Oceanogr.* **16**(2):357-385.

Mooi, R., V.G. Smith, M.G. Burke, T.M. Gosliner, C.N. Piotrowski y R.K. Ritger 2007. *Animals of San Francisco bay. A field guide to common benthic species*. California Academy of Sciences, San Francisco.

Moore, H.B., y B.F. McPherson. 1963. Colonization of the Miami area by the barnacle *Balanus trigonus* Darwin, and a note on its occurrence on the test of an echinoid. *Bull. Mar. Sci. Gulf Caribb.* **13**:418-421.

Moore, H.B., H.D. Albertson y S.H. Miller. 1974. Long-term changes in the settlement of barnacles in the Miami area. *Bull. Mar. Sci.* **24**:86-100.

Morales-Vela, B., E. Suárez-Morales, J. Padilla-Saldívar y R.W. Heard. 2008. The tanaid *Hexapleomera robusta* (Crustacea: Peracarida) from the Caribbean manatee, with comments on other crustacean epibionts. *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.* **88**(3):591-596.

Motelli, L., y J. Lewis. 2008. Survey of biofouling on australian navy ships: Crustacea; Isopoda and Amphipoda; Caprellidea. Maritime Platforms Division, Defence Science and Technology Organization, DSTO-TR-2098. Commonwealth of Australia.

Mulaik, S. 1960. Contribución al conocimiento de los isópodos terrestres de México (Isopoda: Oniscoidea). *Rev. Soc. Mex. Hist. Nat.* **21**:79-292.

Müller, F. 1867. Uber *Balanus armatus* und einen Bastard dieser Art und de *Balanus improvises* var. *assimilis D. Arch Naturgesch* **1**:329-356

Müller, F. 1868. On *Balanus armatus*, and a hybrid between this species and *Balanus improvisus*, var. *assimilis, Darw. Ann. Mag. Nat. Hist.* **1**(4):393-412.

Neves, C.S., y R.M. da Rocha. 2008. Introduced and cryptogenic species and their management in Paranagua bay, Brazil. *Braz. Arch. Biol. Technol.* **51**:623-633.

Neves, C.S., R.M. da Rocha, F.B. Pitombo y J.J. Roper. 2007. Use of artificial substrata by introduced and cryptogenic marine species in Paranagua bay, southern Brazil. *Biofouling* **23**:319-330.

New, M.B. 2002. Farming freshwater prawns: A manual for the culture of the giant river prawn (*Macrobrachium rosenbergii*). FAO Fisheries Technical Paper **428**:i-xiv, 1-212.

Newman, W.A. 1964. Addendum, p. 144, en T. Matsui, G. Shane y W. Newman. On *Balanus eburneus* Gould (Cirripedia: Thoracica) in Hawaii. *Crustaceana* **7**:141-145.

Newman, W.A., y A. Ross. 1976. Revision of the balanomorph barnacles; including a catalog of the species. *San Diego. Soc. Nat. Hist. Mem.* **9**:1-108.

Newman, W.A., y R.R. McConnaughey. 1987. A tropical eastern Pacific barnacle, *Megabalanus coccopoma* (Darwin), in southern California, following El Niño 1982-1983. *Pac. Sci.* **41**:31-36.

Obenat, S., E. Spivak y L. Garrido. 2006. Life history and reproductive biology of the invasive amphipod *Melita palmata* (Amphipoda: Melitidae) in the Mar Chiquita coastal lagoon, Argentina. *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.* **86**:1381-1387.

O'Connor, P.N., y N.D. Rayns. 1992. Aquaculture prospects for freshwater crayfish. NSW Fisheries Fish note DF/10, mayo 1992.

Okolodkov, Y.B., R. Bastida-Zavala, A.L. Ibáñez, J.W. Chapman, E. Suárez-Morales, F. Pedroche y F.J. Gutiérrez-Mendieta. 2007. Especies acuáticas no indígenas en México. *Ciencia y Mar* **11**(32):29-67.

Páez-Osuna, F., H. Bojórquez-Leyva y J. Ruelas-Inzunza. 1999. Regional variations of heavy metal concentrations in tissues of barnacles from the subtropical Pacific coast of Mexico. *Environ. Int.* **25**:647-654.

Page, L.M. 1985. The crayfishes and shrimps (Decapoda) of Illinois, III. *Nat. Hist. Bull.* **33**:335-448.

Panutrakul, S., W. Senanan, S. Chavanich, N. Tangkrock-Olan y V. Viyakarn. 2010. Ability of *Litopenaeus vannamei* to survive and compete with local marine shrimp species in the Bangpakong River, Thailand, en C.T. Hoanh, B.W. Zsuster, K. Suan-Pheng, A.M. Ismail, A.D. Noble (eds.), *Tropical deltas and coastal zones: Community, environment and food production at the land-water interface*. CABI Publishing, pp. 80-92. Disponible en: <*http://dx.doi.org/10.1079/9781845936181.0080*>.

Pérez, J.E., C. Alfonsi, S.K., Salazar, O. Macsotay, J. Barrios y R. Martínez Escarbassiere. 2007. Especies marinas exóticas y criptogénicas en las costas de Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela* **46**(1):79-96.

Pérez-Farfante, I., y B. Kensley. 1997. Penaeoid and Sergestoid shrimps and prawns of the world. Keys and diagnoses for the families and genera. *Mem. Mus. Natl. Hist. Nat.,* París.

Perreault, R.T. 2004. An exotic tropical barnacle, *Megabalanus coccopoma* (Darwin, 1854) in Louisiana: Its probable arrival and environmental implications. *Proc. la. Acad. Sci.* **66**:13-16.

Perry, H. 2011. *Litopenaeus vannamei*. USGS Non-indigenous Aquatic Species Database. United State Geological Survey, Gainsville, Florida. Disponible en: <*http://nas.er.usgs.gov/queries/factsheet.aspx?SpeciesID=1212*>.

Perry, H. 2012. *Rhithropanopeus harrisii*. USGS Non-indigenous Aquatic Species Database, Gainesville, Florida. Disponible en: <*http://nas.er.usgs.gov/queries/FactSheet.aspx?speciesID=197*>.

Peters, N. 1933. Lebenskundlicher Teil, en N. Peters, A. Panning y W. Schnakenbeck (eds.), *Die chinesische Wollhandkrabbe (Eriocheir sinensis H.Milne-Edwards) in Deutschland. Zool. Anz.*, pp. 59-155.

Pilsbry, H.A. 1916. The sessile barnacles (Cirripedia) contained in the collections of the US National Museum: Including a monograph of the American species. *Bull. U.S. Natl. Mus.* **93**:1-366.

Pitombo, F.B., y A. Ross. 2002. A checklist of the intertidal and shallow-water sessile barnacles of the eastern Pacific, Alaska to Chile, en M.E. Hendrickx (ed.), *Contributions to the study of east Pacific crustaceans,* vol. 1. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, México, pp. 97-107.

Ponce-Palafox, J.T., J.L. Arredondo-Figueroa y X. Romero. 1999. Análisis del cultivo comercial de la langosta de agua dulce (*Cherax quadricarinatus*): y su posible impacto en América Latina. *Contactos* **31**:54-61.

Price, W.W. 1982. Key to shallow water Mysidacea of Texas coasts with notes on their ecology. *Hydrobiologia* **93**:9-21.

Reeder, B.C., y M.D. Hardin. 1992. A population of *Taphromysis louisianae* (Banner); (Crustacea: Mysidae) in a Clermont County Ohio River Wetland. *Ohio J. Sci.* **92**:11-13.

Reish, D.J., y J.L. Barnard. 1967. The benthic Polychaeta and Amphipoda of Morro bay, California. *Proc. U.S. Natl. Mus.* **120**(3565):1-26.

Richardson, H. 1901. Papers from the Hopkins Stanford Galápagos Expedition, 1898-1899. VI. The isopods. *Proc. Wash. Acad. Sci.* **3**:565-568.

Richardson, H. 1905. A monograph on the isopods of North America. *Bull. U.S. Natl. Mus.* **54**:1-27.

Ricketts, E.F., y J. Calvin. 1952. *Between Pacific tides*. Stanford University Press, California.

Roche, D.G., y M.E. Torchin. 2007. Established population of the North American Harris mud crab, *Rhithropanopeous har-*

risii (Gould, 1841) (Crustacea: Brachyura: Xanthidae) in the Panama Canal. *Aq. Inv*. **2**:155-161.

Rodríguez-Almaraz, G.A., y E. Campos. 1994. Distribution and status of the crayfishes (Cambaridae) of Nuevo Leon, Mexico. *J. Crust. Biol*. **14**:729-735.

Rodríguez-Almaraz, G.A., M.A. Coronado-Magdaleno y E. Campos. 1993. Distribución y notas ecológicas de los acociles (Cambaridae: *Procambarus*) del estado de Tamaulipas, México. *Southwest. Nat.* **38**(4):390-393.

Rodríguez-Almaraz, G.A., y R. Muñiz-Martínez. 2008. Conocimiento de los acociles y langostinos del noreste de México: amenazas y propuestas de conservación, en F. Álvarez y G. Rodríguez-Almaraz (eds.). *Crustáceos de México: estado actual de su conocimiento.* Dirección de Publicaciones, UANL, pp. 167-206.

Rodríguez-Canto, A., J.L. Arredondo, J.T. Ponce-Palafox y D.B. Rouse. 2002. Growth characteristics of the Australian redclaw crayfish, *Cherax quadricarinatus*, cultures in an indoor recirculating system. *J. Apply Aqua.* **12**:59-64.

Rodríguez, A., P. Drake y A.M. Arias. 1992. First records of *Paracerceis sculpta* (Holmes, 1904) and *Paradella dianae* (Menzies, 1962) (Isopoda: Sphaeromatidae) at the Atlantic coast of Europe. *Crustaceana* **63**(1):94-97.

Rodríguez, G., y H. Suárez. 2001. Anthropogenic dispersal of decapod crustaceans in aquatic environments. *Interciencia* **26**:282-288.

Rose, W. III, y M.F. Gable. 1992. Redescription of *Ampithoe pollex* Kunkel 1910 (Crustacea: Amphipoda) from Bermuda and a review of the "pollex" group. *Amer. Zool*. **32**:75A.

Rotramel, G. 1972. *Iais californica* and *Sphaeroma quoyanum*, two symbiotic isopods introduced to California (Isopoda: Janiridae and Sphaeromatidae). *Crustaceana Suppl.* **3**:193-197.

Roux, P.P. 1828. Crustaces de la Mediterranée et de son littoral, decrits et lithographies par lui-meme. *Ann. Sci. Nat.* 16, París y Marsella 64.

Ruiz, G.M., L. Fegley, P. Fofonoff, Y. Cheng y R. Lemaitre. 2006. First records of *Eriocheir sinensis* H. Milne Edwards, 1853 (Crustacea: Brachyura: Varunidae) for Chesapeake bay and the mid-Atlantic coast of North America. *Aq. Inv.* **1**:137-142.

Salgado-Barragán, J., y M.E. Hendrickx. 2002. Distribution and abundance of barnacles (Crustacea: Cirripedia) associated to prop roots of *Rhizophora mangle* L. in a lagoon in northwest Mexico, en M.E. Hendrickx (ed.), *Contributions to the study of east Pacific crustaceans*, vol. 1. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, México, pp. 45-60.

Schram, F.R. 1986. *Crustacea*. Oxford Univ. Press, Inc. Nueva York, pp. 1-606.

Schofield, P.J. 2012. *Macrobrachium rosenbergii*. USGS Non-indigenous Aquatic Species Database, Gainesville, Florida. Disponible en: <*http://nas.er.usgs.gov/queries/FactSheet.aspx?SpeciesID=1203*>.

Schotte, M. 2012a. *Sphaeroma quoyanum* H. Milne Edwards, 1840, en M. Schotte, C.B. Boyko, N.L. Bruce, G.C.B. Poore, S. Taiti y G.D.F. Wilson (eds.), *World marine, freshwater and terrestrial isopod crustaceans database*, World Register of Marine Species. Disponible en: <*www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=257076*>.

Schotte, M. 2012b. *Sphaeroma walkeri* Stebbing, 1905, en M. Schotte, C.B. Boyko, N.L. Bruce, G.C.B. Poore, S. Taiti y G.D.F. Wilson (eds.), *World marine, freshwater and terrestrial isopod crustaceans database*, World Register of Marine Species. Disponible en: <*www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=220727*>.

Schotte, M., B.F. Kensley y S. Shilling. 1995. *World list of marine, freshwater and terrestrial crustacea isopoda*. National Museum of Natural History, Smithsonian Institution, Washington, DC. Disponible en: <*http://invertebrates.si.edu/isopod*>.

Sheridan, P.F. 1980. Three new species of *Melita* (Crustacea: Amphipoda), with notes on the amphipod fauna of the Apalachicola Estuary of northwest Florida. *Northeast Gulf Sci.* **3**(2):60-73.

Shoemaker, C.R. 1935. A new species of amphipod of genus *Grandidierella* and a new record for *Melita nitida* from Sinaloa, Mexico. *J. Wash. Acad. Sci*. **25**:65-71.

Shoemaker, C.R. 1942. Amphipod crustaceans collected on the Presidential Cruise of 1938. *Smithson. Misc. Collns*. **101**(11):1-52.

Shuster, S.M. 1992. The reproductive behavior of α, β-, and γ-males in *Paracerceis sculpta*, a marine isopod crustacean. *Behavior* **121**:231-258.

Shuster, S.M., y E.E. Guthrie. 1999. The effects of temperature and food availability on adult body length in natural and laboratory populations of *Paracerceis sculpta* (Holmes), a Gulf of California isopod. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **233**:269-284.

Sieg, J. 1980. Taxonomische monographie der Tanaidae Dana, 1849 (Crustacea: Tanaidacea), Abhandlungen der Senckenbergischen Naturforschenden Gesellschaft. *Frankfurt* **537**:1-267.

Sieg, J., y R.N. Winn. 1981. The Tanaidae (Crustacea: Tanaidacea) of California, with a key to the world genera. *Proc. Biol. Soc. Wash*. **94**:315-343.

Silveira, N.G., R.C.C.L., Souza., F. Fernandes y E.P. Silva. 2006. Occurrence of *Perna perna, Modiolus carvalhoi* (Mollusca: Bivalvia: Mytilidae) and *Megabalanus coccopoma* (Crustacea: Cirripedia) of Areia Branca, Rio Grande do Norte state, Brazil. *Biociencias* **14**:89-90.

Soto, L.A., G. de la Lanza, A. García, A. de la Torre, E. Escobar, A. Sánchez, J. García, V. Aguilar y A. Ráz-Guzman. 1986. Ecología poblacional de los camarones peneidos de los principales sistemas lagunares del Golfo de México. Segundo Informe Técnico Conacyt–PCEBNA 021436.

Spivey, H.R. 1976. The cirripeds of the Panama Canal. *Corr. Mar. Foul.* **1**:43-50.

Spivak, E.D., R. Bastida, S. L'Hoste y H. Adabbo. 1975. Los organismos incrustantes del puerto de Mar del Plata. II. Biología y ecología de *Balanus amphitrite* y *Balanus trigonus* (Crustacea: Cirripedia). *An. Inst. Nac. Inv. Desar. Pesq*. **3**:41-125.

Suárez-Morales, E., R.W. Heard, S. García-Madrigal, J.J. Oliva-Rivera y E. Escobar-Briones. 2004. *Catálogo de los tanaidáceos (Crustacea: Peracarida) del Caribe mexicano*. Conacyt, Quintana Roo.

Taylor, C.A. 2002. Taxonomy and conservation of native crayfish Stocks. Capítulo 6, en D.M. Holdich (ed.), *Biology of Freshwater Crayfish*, pp. 236-255.

Taylor, C.A., M.L. Warren, J.F. Fitzpztrick Jr, H.H. Hobbs III,

R.F. Jezerinoc, W.L. Plflieger y H.W. Robinson. 1996. Conservation status of crayfishes of The United States and Canada. *Fisheries* **21**(4):25-37.

Taylor, C.A., y N. Redmner. 1996. The dispersal of the crayfish *Orconectes rusticus* in Illinois, with notes on species displacement and habitat preference. *J. Crust. Biol.* **16**:547-551.

Texas Park and Wildlife Department. 1997. *Harmful or potentially harmful fish, shellfish and aquatic plants.* 31 TAC §§57.111-57.134. Disponible en: *<http://texinfo.library.unt.edu/texasregister/html/1996/dec-24/adopted/natural-resources-and-conservation.html>*.

Thomas, P.J. 1975. The fouling community on selected oil platforms of Louisiana, with special emphasis on the Cirripedia fauna. Master of Science thesis, Florida State University, Tallahassee.

Turoboyski, K. 1973. Biology and ecology of the crab *Rhithropanopeus harrisii* ssp. *tridentatus*. *Mar. Biol.* **23**(4):303-313.

U.S. Environmental Protection Agency (EPA). 2001. *Ampelisca abdita* & *Nereis virens* sediment toxicity tests of the Calcasieu Estuary, Louisiana. Prepared by MacDonald Environmental Sciences Ltd. Prepared by CDM Federal Programs Corporation. Disponible en: *<http://mapping2.orr.noaa.gov/portal/calcasieu/calc_html/pdfs/reports/report01v002.pdf>*.

Van Syoc, S.R. 1992. Living and fossil populations of a western Atlantic barnacle, *Balanus subalbidus* Henry, 1974, in the Gulf of California region. *Proc. San Diego Soc. Nat. Hist.* **12**:1-7.

Wakida-Kusunoki, A.T., L.E. Amador-del Ángel, P.C. Alejandro y C.Q. Brahms. 2011. Presence of Pacific white shrimp *Litopenaeus vannamei* (Boone, 1931) in the southern Gulf of Mexico. *Aq. Inv.* **6** Suppl. **1**:139-142.

Wakida-Kusunoki, A.T., R.I Rojas González, A. González-Cruz, L.E. Amador-del Ángel, J.L. Sánchez-Cruz y N.A. López Tellez. (aceptado 2013). Precence of giant tiger shrimp *Penaeus monodon* (Fabricis, 1798) on the Mexican coast of the Gulf of Mexico. *Bioinvasions Reords.*

Wenner, E.C., y D.M. Knott. 1992. Occurrence of Pacific white shrimp, *Penaeus vannamei*, in coastal waters of South Carolina, en H.R. DeVoe (ed.) *Introductions and transfers of marine species.* South Carolina Sea Grant Consortium, Charleston, SC. pp. 173-181.

Williams, A.B. 1984. Shrimps, lobsters, and crabs of the Atlantic coast of the eastern United States, Maine to Florida. Smithsonian Institution Press, Washington, DC.

Williams, A.H., J.P. Sutherland y M.R. Hooper. 1984. Population biology of *Balanus trigonus* on a subtidal rocky outcrop near Beaufort, North Carolina. *J. Elisha Mitchell Sci. Soc.* **100**(1):1-11.

Winfield, I., S. Cházaro-Olvera, M. Ortiz y U. Palomo-Aguayo. 2011. Lista actualizada de las especies de anfípodos (Peracarida: Gammaridea y Corophiidea) marinos invasores en México. *Rev. Biol. Mar. Oceanogr.* **46**(3):349-361.

Woodley, C.M., W.T. Slack, MS. Peterson y W. Vervaeke. 2002. Occurrence of the non-indigenous giant Malaysian prawn, *Macrobrachium rosenbergii* (De Man, 1879) in Simmons Bayou, Mississippi, USA. *Crustaceana* **75**:1025-1031.

Wowor, D., y P.K.L. Ng. 2007. The giant freshwater prawns of the *Macrobrachium rosenbergii* species group (Crustacea: Decapoda: Caridea: Palaemonidae). *Raffles Bulletin of Zoology* **55**(2):321-336.

Ying, X.P., W.X. Yang y Y.P. Zhang. 2006. Comparative studies on fatty acid composition of the ovaries and hepatopancreas at different physiological stages of the Chinese mitten crab. *Aquaculture* **256**:617-623.

Young, P.S. 1994. Superfamily Balanoidea Leach (Cirripedia, Balanomorpha) from the Brazilian coast. *Bolm. Mus. Nac.* **356**:1-3.

Young, P.S. 1995. New interpretations of South American patterns of barnacle distribution, en F.R. Schram y J.T. Høeg (eds.), *New frontiers in barnacle evolution.* AA Balkema, Róterdam, pp. 229-253.

Young, P.S., y N.H. Campos. 1988. Cirripedia (Crustacea) de la zona intermareal e infralitoral de la región de Santa Marta, Colombia. *An. Inst. Inv. Mar. Punta Betín* **18**:153-164.

Young, P.S., y H.K. Ross. 2000. Cirripedia, en J. Llorente, A.A.N. García y E. González-Soriano (eds.), *Biodiversidad taxonomía y biogeografía de artrópodos de México: hacia una síntesis de su conocimiento*, vols. II, III: *Grupos de hexapoda*. México, pp. 213-238.

Zullo, V.A. 1991. Zoogeography of the shallow-water cirriped fauna of the Galapagos Islands and adjacent regions in the tropical eastern Pacific, en M.J. James (ed.), *Galapagos marine invertebrates' taxonomy. Biogeography and evolution in Darwin's Islands.* Plenum Press, Nueva York, pp. 173-192.

Zullo, V.A. 1992. *Balanus trigonus* Darwin (Cirripedia: Balaninae) in the Atlantic basin: An introduced species? *Bull. Mar. Sci.* **50**:66-74.

Zullo, V.A., D.B. Beach y J.T. Carlton. 1972. New barnacle records (Cirripedia: Thoracica). *Proc. Calif. Acad. Sci.* **39**:65-74.

Zullo, V.A., y J.S. Bleakney. 1966. The cirriped *Stomatolepas elegans* (Costa) on leatherback turtles from Nova Scotian waters. *Can. Field Nat.* **80**:162-165.

Sección VII

ESTADO ACTUAL DE LAS INVASIONES DE VERTEBRADOS

22 PECES INVASORES EN EL NOROESTE DE MÉXICO

Gorgonio Ruiz-Campos,* Alejandro Varela-Romero,
Sergio Sánchez-Gonzales, Faustino Camarena-Rosales,
Alejandro M. Maeda-Martínez, Adrián F. González-Acosta,
Asunción Andreu-Soler, Ernesto Campos-González
y José Delgadillo-Rodríguez

* Autor para recibir correspondencia: <gruiz@uabc.edu.mx>

Ruiz-Campos, G., A.Varela-Romero, S. Sánchez-Gonzales, F. Camarena-Rosales, A.M. Maeda-Martínez, A.F. González-Acosta, A. Andreu-Soler, E. Campos-González y J. Delgadillo-Rodríguez. 2014. Peces invasores en el noroeste de México, en R. Mendoza y P. Koleff (coords.), *Especies acuáticas invasoras en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, pp. 375-399.

RESUMEN

El estatus actual que guarda la distribución de peces exóticos e invasores en el noroeste de México es documentado para 36 especies (Baja California, 27 especies; Baja California Sur, ocho; Sonora, 26, y Sinaloa, siete), basado en registros de especímenes recolectados entre 1977 y 2012 y complementado con reportes en literatura u observaciones de campo. La cuenca hidrológica con el mayor número de especies exóticas es el bajo río Colorado (21 especies), producto de la dispersión acumulativa de las especies desde las presas y los sistemas de irrigación en los estados de Arizona y California. Las familias con mayor número de especies exóticas representadas fueron Cyprinidae, Poeciliidae y Centrarchidae, con siete especies cada una, seguidas por Ictaluridae con seis especies. Las especies invasoras, debido a su amplia y rápida dispersión en las aguas continentales del noroeste de México, son *Gambusia affinis*, *Poecilia reticulata*, *Lepomis cyanellus*, *Tilapia* cf. *zillii* y *Oreochromis aureus*. Se analizan los impactos de especies exóticas en las poblaciones nativas de *Cyprinodon macularius* (en peligro de extinción), *Fundulus lima* (en peligro de extinción), *Gila* spp. y de las truchas aparique (*Oncorhynchus* spp.). La introducción y dispersión de especies ícticas exóticas han sido más significativas en las cuencas del bajo Colorado y del Yaqui, principalmente asociadas con actividades de pesca deportiva, forraje o piscicultura rural. Tres especies son de reciente detección: el bagre loricárido amazónico (*Pterygoplichthys pardalis*) en el río Culiacán, el topote del Pacífico (*Poecilia butleri*) y la dorada (*Sparus aurata*) en la bahía de La Paz.

ABSTRACT

The current distribution of invasive exotic fishes in northwestern Mexico is documented for a total of 36 species (Baja California, 27 species; Baja California Sur, eight; Sonora, 26, and Sinaloa, seven) based on records of specimens collected between 1977 and 2012, and complemented with reports of literature or field observations. The hydrological basin with the highest specific richness of exotic species is the lower Colorado river (21 species), this, as a result of the cumulative dispersion of exotic species via reservoirs and irrigation channels in the states of Arizona and California. The best represented families in terms of number of exotic species were Cyprinidae, Poeciliidae and Centrarchidae (seven species each), followed by Ictaluridae with six species. Invasive species of wide distribution and high capacity of dispersion into the inland waters of northwestern Mexico are Gambusia affinis, Poecilia reticulata, Lepomis cyanellus, Tilapia *cf.* zillii, *and* Oreochromis aureus. *The impacts of exotic fish species on native populations of* Cyprinodon macularius *(endangered),* Fundulus lima *(endangered),* Gila *spp., and the trouts or apariques (*Oncorhynchus *spp.) were analyzed. The introduction and dispersal of exotic fish species have been more significant in the lower Colorado and Yaqui river basins, where the introductions are mainly associated with sport fisheries, stocking of foraging fish or aquafarming. Three fish species have recently been detected in the study area: amazon sailfin catfish (*Pterygoplichthys pardalis*) in the Culiacán river (Sinaloa), Pacific molly (*Poecilia butleri*) and gilt-head seabream (*Sparus aurata*), both in Bahía de La Paz (Baja California Sur).*

INTRODUCCIÓN

Una de las amenazas más serias que enfrentan la estabilidad e integridad de las comunidades ícticas nativas de las zonas áridas del noroeste de México y el suroeste de Estados Unidos es la introducción de peces exóticos o no nativos para diferentes propósitos. Para dimensionar esta problemática a escalas y escenarios geográficos, en Estados Unidos existen al menos 536 especies de peces exóticos, siendo los estados de California, Florida y Texas los más diversos, con 162, 122 y 105 especies exóticas, respectivamente (Fuller *et al*., 1999). En México, el número es menor (113 especies exóticas, *cf.* Contreras-Balderas *et al*., 2008) pero seguramente irá en aumento si continúa la falta de planes de control y erradicación debidamente implementados en tiempo y lugar.

En cualquier escenario imaginable, la situación se vuelve más caótica cuando especies exóticas con alta capacidad competitiva y de gran plasticidad ecológica son introducidas en cuerpos de agua con baja diversidad ictiológica, como ocurre en manantiales y oasis, donde las especies autóctonas que han evolucionado en aislamiento por miles de años sin desarrollar estrategias competitivas y antidepredativas son desplazadas o eliminadas por esta interacción desventajosa (Douglas *et al*., 1994).

La homogeneización de la biota es el resultado de la desaparición gradual de las especies nativas y su sustitución por otras exóticas, lo cual origina pérdida de la biodiversidad y cambios en el funcionamiento en el nivel ecosistémico (McKinney y Lockwood, 1999; Mack *et al*., 2000; Marchetti *et al*., 2001; Rahel, 2002). La presencia de peces exóticos en el noroeste de México, particularmente en las ecorregiones dulceacuícolas de la costa sur de California-península de Baja California y la de Sonora (Abell *et al*., 2008), ha sido referida en varias recopilaciones sobre la distribución de peces exóticos en la República mexicana (Contreras-Balderas y Escalante-Cavazos, 1984; Contreras-Balderas, 1999; Ruiz-Campos *et al*., 2012).

De manera más regional, Balart *et al.* (2009) reportaron la presencia en aguas de la bahía de La Paz (BCS) de la dorada (*Sparus aurata*), una especie marina originaria del Mediterráneo sujeta a cultivo comercial en zonas adyacentes a la bahía antes referida, y aparentemente con escapes no intencionados. En los esteros de esa misma bahía, Palacios-Salgado *et al.* (2011) documentaron el establecimiento y dispersión del pecílido exótico *Poecilia butleri*. Más recientemente, Ruiz-Campos *et al.* (2012) documentaron el estatus de distribución actual de 27 especies exóticas para las aguas continentales de la península de Baja California, de las cuales 25 corresponden a Baja California y seis a Baja California Sur.

En el extremo más sureño de la península, Maeda-Martínez *et al.* (2012) reportaron seis especies exóticas para la región de la Reserva de la Biosfera Sierra La Laguna, destacando la presencia de cinco especies de pecílidos (*Gambusia affinis*, *Poecilia reticulata*, *P. butleri*, *Xiphophorus hellerii* y *X. maculatus*) y una de cíclido (*Tilapia* cf. *zillii*).

En Sonora, Varela-Romero y Hendrickson (2009) enlistan 26 especies y además se reporta de manera puntual la presencia de especies exóticas en las cuencas de los ríos Yaqui (Hendrickson *et al*., 1981) y Fuerte (Hendrickson y Varela-Romero, 2002) y otros drenajes del noroeste de México (Hendrickson, 1984; Varela-Romero, 2007). Varela-Romero *et al.* (2003) evaluaron el efecto de la tilapia panza roja exótica (*T.* cf. *zillii)* en las poblaciones del pez cachorrito nativo, *Cyprinodon macularius*, en la cuenca del bajo río Colorado, determinando la extirpación de esta última en varios sitios históricos de su distribución en Baja California. Igualmente, Ruiz-Campos *et al.* (2006; 2008) evaluaron el impacto de la tilapia panza roja sobre la distribución y abundancia del pez endémico *Fundulus lima* en oasis de las cuencas de los ríos San Ignacio y La Purísima, consignando la dramática disminución poblacional del endémico en la localidad tipo del oasis San Ignacio.

El presente trabajo documenta los registros de distribución de especies ícticas de carácter exótico que han sido detectadas en las aguas continentales del noroeste de México [Baja California (BC), Baja California Sur (BCS), Sonora (SON) y Sinaloa (SIN)], mismos que están sustentados con especímenes en colecciones científicas o bien referidos en la literatura; además analiza los casos de impactos conocidos sobre las especies ícticas nativas. Por tanto, esta información podrá derivar en la determinación de áreas críticas de las introducciones y las tendencias de dispersión de las especies invasoras, así como proveer una fuente de información pormenorizada en apoyo a futuros programas de control y erradicación de peces exóticos.

METODOLOGÍA

El área de estudio comprende las entidades federativas de BC (50 localidades), BCS (60 localidades), SON (99 localidades) y SIN (25 localidades). La ubicación geográfica de estas localidades se presenta de manera respectiva en el apéndice. La documentación de las especies exóticas está fundamentada principalmente en registros curatoriales de especímenes de colecciones científicas, complementada con registros en literatura y observaciones de campo. Las colecciones científicas son: Colección Ictiológica de la Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Baja California (UABC); Colección Ictiológica del Departamento de Investigaciones Científicas de la Universidad de Sonora (DICTUS) en Hermosillo, Sonora; Colección Ictiológica de la Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León (UANL) en Monterrey, N.L.; California Academy of Sciences (CAS) en San Francisco, California; Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR) del Instituto Politécnico Nacional, La Paz, BCS, y Museo Regional de Historia Natural, Universidad Autónoma de Baja California Sur (UABCS) el La Paz.

La nomenclatura y posición taxonómica de las especies sigue a Eschmeyer (1998). Para cada especie registrada se presenta una sinopsis con fotografía que incluye los siguientes apartados:

Nombre común: los nombres comunes en español e inglés de los taxa se basaron en Nelson *et al.* (2004).
Distribución nativa: el ámbito de distribución nativo conocido para la especie con base en registros publicados.
Registros locales previos: Para cada entidad federativa se indica(n) la(s) cuenca(s) hidrológica(s) o localidad geográfica de registro de la especie exótica en cuestión y que está(n) sustentada(s) con registro(s) curatorial(es), reporte(s) en literatura o notas de campo, todos ellos previos a 1983.
Registros locales recientes: para cada entidad federativa se indica la(s) cuenca(s) hidrológica(s) o localidad geográfica de registro de la especie exótica en cuestión, sustentada con especímenes de colección, reportes en literatura o notas de campo, durante el periodo de 1983 a 2012.
Comentarios: información relevante sobre la distribución exótica del taxón, remarcando los casos del sitio original de introducción y el desarrollo de la dispersión en el tiempo, así como de los impactos sobre la distribución y la abundancia de las especies nativas.

Sinopsis de las especies

Un total de 34 especies son documentadas en el área de estudio, pertenecientes a 14 géneros y seis familias. Las sinopsis de las especies registradas son descritas a continuación:

Familia Clupeidae

Dorosoma petenense
Nombre común: sardina maya/threadfin shad.
Distribución nativa: desde el río Ohio de Kentucky y sur de Indiana hasta el oeste y sur de Oklahoma, Texas y Florida, y a lo largo de la costa del golfo de México y costas de Centroamérica (Ross, 2001).
Registros locales previos: BC: río Colorado (Minckley, 2002; como *Dorosoma mexicana*). SON: río Yaqui (Varela-Romero, 1989).
Registros locales recientes: BC: canal alimentador a Laguna Salada; río Colorado y sus tributarios Hardy y El Mayor; presa Emilio López Zamora; canal de desagüe de campos de cultivo al sur del ejido Nayarit. SON: río Yaqui y su tributario Sahauripa, y Centro Piscícola de Cajeme. SIN: río Fuerte (La Bocatoma y derivadora Cahuinahua-Charay).
Comentarios: esta especie nativa de la vertiente atlántica de América fue introducida por primera vez en el bajo Colorado (Lake Havasu) durante 1954, principalmente como un pez forrajero para la lobina negra (*Micropterus salmoides*) y otros peces de importancia deportiva (Dill y Cordone, 1997). Minckley (2002) refirió esta especie como *Dorosoma mexicana* para el bajo Colorado de México, pero sin detallar localidades o especímenes testigo. Su presencia en la cuenca del Yaqui responde a su posible introducción desde el delta del Colorado (Varela-Romero, 1989). Los registros de la especie a la fecha sugieren una migración a la presa El Oviachic y su dispersión río arriba. En Sinaloa, la sardina maya fue recientemente registrada (18 de octubre de 2012) en las aguas del río Fuerte, desde la localidad de La Bocatoma hasta debajo de la cortina de la derivadora Cahuinahua-Charay.

Familia Cyprinidae

Carassius auratus (*lámina 22.1*)
Nombre común: carpa dorada/goldfish.
Distribución nativa: Asia oriental, incluyendo China y tal vez regiones adyacentes; posiblemente también en partes de Europa, en caso de que *C. auratus gibelio* sea una subespecie válida y no sólo una introducción feral (Fuller *et al.*, 1999).
Registros locales previos: ninguno.
Registros locales recientes: BC: río Hardy; laguna Salada y canal de irrigación entre el ejido Nayarit y Sonora. SON: río Magdalena.
Comentarios: este pez exótico fue introducido en aguas de California entre 1882 y 1884, y actualmente se ha expandido en dicho estado (Dill y Cordone, 1997). Su presencia en el bajo Colorado y en Sonora es considerada rara.

Ctenopharyngodon idella
Nombre común: carpa herbívora/grass carp.
Distribución nativa: Asia oriental, desde el río Amur de China y Siberia hasta el río West en China, y en Tailandia (Lee *et al.*, 1980; Fuller *et al.*, 1999).
Registros locales previos: ninguno.
Registros locales recientes: SIN: presa José López Portillo "Comedero"; Cosalá.
Comentarios: la carpa herbívora o carpa Amur fue introducida en México entre 1964 y 1965 para el control de malezas acuáticas y acuicultura en el río Cupatitzio (Michoacán), río Temazcal (Oaxaca), presa de La Boca (Nuevo León), varias localidades de Hidalgo, lago de Chapala (Jalisco), Santa María del Llano (Edo. de México), Pozas, *ca.* de Puebla, y río Lacanjá (*cf.* Contreras-Balderas y Escalante-Cavazos, 1984; Contreras-Balderas, 1999). Los resultados para el control de malezas acuáticas, especialmente del lirio acuático, no fueron los esperados. El único reporte sobre su establecimiento en aguas mexicanas pertenece a Cupatitzio, Michoacán, entre 1974-1975 (*cf.* Contreras-Balderas y Escalante-Cavazos, 1984). Se suponía que esta especie no se reproducía en aguas mexicanas, pero esto ha sido desmentido con los frecuentes registros sobre ejemplares maduros y de diferentes tallas que delatan su establecimiento.

Gila bicolor
Nombre común: carpa de tui/tui chub.
Distribución nativa: cuenca del Columbia en los estados de Washington, Oregon y Idaho; cuenca del Sacramento (ríos Klamath y Pit) y cuencas endorreicas de Nevada y California, hasta el río Mohave, California (Page y Burr, 1991).
Registros locales previos: BC: arroyo Santo Tomás (Miller, 1968).
Registros locales recientes: ninguno.
Comentarios: el 6 de mayo de 1955, 27 ejemplares de *G. bicolor* (= *G. mohavensis*) procedentes de Soda Lake, California, fueron introducidos en el arroyo Santo Tomás, justo debajo del puente de la carretera Núm. 1. Posteriores visitas a esta localidad por Carl L. Hubbs (Scripps Institution of Oceanography, La Jolla, California) fracasaron para encontrar alguna evidencia del establecimiento de este ciprínido (Miller, 1968).

Gila orcutti
Nombre común: carpa de arroyo/arroyo chub.
Distribución nativa: ríos Los Ángeles, San Gabriel, San Luis Rey, Santa Ana y Santa Margarita, además de los arroyos Malibú y San Juan, California (Moyle, 2002).
Registros locales previos. BC: arroyo Santo Tomás (Miller, 1968).
Registros locales recientes: ninguno.
Comentarios: el 6 de mayo de 1955, 50 ejemplares de *G. orcutti* procedentes del río San Luis Rey, California, fueron introducidos en el arroyo Santo Tomás, justo debajo del puente de la carretera Núm. 1. Carl L. Hubbs visitó posteriormente este sitio en varias ocasiones pero sin encontrar alguna evidencia de su establecimiento (Miller, 1968).

Cyprinella lutrensis (*lámina 22.2*)
Nombre común: carpita roja/beautiful shinner.
Distribución nativa: cuenca del Misisipi, desde el sur de Wisconsin y este de Indiana hasta Dakota del Sur y Wyoming, al sur hasta Luisiana; vertiente del golfo de México desde el oeste del Misisipi al río Bravo, Texas, Nuevo México y Colorado (Page y Burr, 1991). Ampliamente introducido en Estados Unidos (Fuller *et al.*, 1999) y en el noroeste de México en el bajo Colorado (Contreras-Balderas y Escalante-Cavazos, 1984; Varela-Romero *et al.*, 2003) y en el río Yaqui (Contreras-Balderas, 1999).
Registros locales previos: BC: río Hardy (Follett, 1960). SON: río Colorado, *ca.* San Luis Río Colorado (Hendrickson y Varela-Romero, 1989).
Registros locales recientes: BC: río Colorado y su tributario Hardy, y canal de irrigación entre los ejidos Nayarit y Sonora (Varela-Romero *et al.*, 2003). SON: río

Colorado, *ca.* San Luis Río Colorado y Ciénaga de Santa Clara en el canal Welton-Mohawk.
Comentarios: el primer hallazgo de esta especie en el bajo Colorado de México ocurrió en enero de 1953 (Hubbs, 1954; Dill y Cordone, 1997). Posiblemente la extirpación del pez cachorrito del desierto, *Cyprinodon macularius*, en el cauce principal del Colorado y en el canal de irrigación entre los ejidos Nayarit y Sonora esté asociada a la presencia actual de la sardinilla roja exótica (Varela-Romero *et al.*, 2003).

Cyprinus carpio *(lámina 22.3)*
Nombre común: carpa común/common carp.
Distribución nativa: Eurasia (Page y Burr, 1991).
Registros locales previos: BC: río Colorado y sus tributarios Hardy y El Mayor (Follett, 1960) y parte norte de la laguna Salada (Hendrickson y Varela-Romero, 1989). SON: represa en el río San Bernardino (Miller y Winn, 1951); río Yaqui (Branson *et al.*, 1960) y sus tributarios Bavispe, Muerto y Chico, así como en las presas La Angostura y El Novillo (Hendrickson *et al.*, 1981).
Registros locales recientes: BC: canal alimentador de la laguna Salada; río Colorado (Ruiz-Campos *et al.*, 2012). BCS: río San Ignacio (Ruiz-Campos *et al.*, 2006). SON: río Yaqui; arroyo La Matanza, río Bavispe en confluencia con el Batepito. SIN: río Fuerte en La Bocatoma; río Sinaloa en derivadora Sinaloa de Leyva; río Tamazula en El Rincón y puente El Limoncito, y río Humaya en Palos Blancos.
Comentarios: a pesar de que este ciprínido asiático fue introducido en el noroeste de México con la construcción de las primeras presas (Hendrickson *et al.*, 1981), casi no es consumido por los lugareños debido a la baja calidad de su carne. En Baja California Sur fue introducido en 1973 en el oasis de San Ignacio para promover la piscicultura rural (Ruiz-Campos *et al.* 2003), pero su consumo es casi nulo debido a su sabor desagradable a cieno y a la facilidad de obtención de pescado fresco de la laguna costera de San Ignacio. Un ejemplar (UABC-1361) de 3.5 kg de peso fue capturado en las inmediaciones del manantial el 26 de octubre de 2002 (Ruiz-Campos, 2012). Dos morfotipos han sido observados en las aguas continentales de la península, predominando la forma espejo en el río San Ignacio y la forma criolla en la región del bajo Colorado (Ruiz-Campos, 2012). En Sonora se registra, muchas veces sin ejemplares de colección, en todas las presas del estado como parte de los programas de fomento a la pesca del gobierno estatal. En los ríos Fuerte, Sinaloa, Humaya y Tamazula de Sinaloa no forman poblaciones abundantes debido al efecto de resistencia que ofrece la comunidad íctica nativa y diversa.

Pimephales promelas
Nombre común: carpa cabezona/fathead minnow.
Distribución nativa: ocupa gran parte de Norteamérica, desde Quebec y los Territorios del Noroeste, en Canadá, hasta Alabama, Texas y Nuevo México, en Estados Unidos (Lee *et al.*, 1980). En México aparece en el río Conchos y en las cuencas endorreicas de los ríos Casas Grandes, Santa María y Laguna Bustillos en Chihuahua y el norte de Durango (Miller *et al.*, 2005).
Registros locales previos: ninguno.
Registros locales recientes: SON: represa *ca.* Esqueda; arroyo Las Nutrias; represa *ca.* ejido I. Zaragoza, y río San Pedro.
Comentarios: la carpa cabezona ha sido ampliamente introducida como especie de forraje para peces de pesca deportiva (Lee *et al.*, 1980). Se encuentra también en la porción noreste de Chihuahua, en la vecindad de Miñaca, donde originalmente se registra para esta cuenca (Hendrickson *et al.*, 1981; Miller *et al.*, 2005). En la cuenca del Gila aparentemente su introducción proviene del sur de Arizona, donde es comúnmente sembrada en las represas ganaderas.

Familia Catostomidae

Carpiodes elongatus *(lámina 22.4)*
Nombre común: matalote chato/river carpsucker.
Distribución nativa: vertiente atlántica, ampliamente distribuido en la cuenca del Misisipi en Montana y Pensilvania y al sur en la vertiente del Golfo, en sus tributarios desde Luisiana hasta la cuenca del Bravo en Nuevo México y Texas, y en México en los ríos Conchos, Salado y San Juan en Chihuahua, Coahuila y Nuevo León, y hasta el sur en el río Soto La Marina en Tamaulipas (Miller *et. al.*, 2005).
Registros locales previos: SON: cuenca del río Yaqui (Hendrickson *et al.*, 1981), en los ríos Yaqui, Bavispe, Chico y Moctezuma, así como en las presas La Angostura y El Novillo.
Registros locales recientes: SON: río Yaqui y sus tributarios Moctezuma, Aros, Chico, Bavispe y Batepito.
Comentarios: a pesar de su registro en la década de 1970 en la cuenca mediante siembra para pesca de-

portiva, no se ha registrado su dispersión a otras cuencas. Fue reportado originalmente como *C. carpio* para la cuenca del río Yaqui, sin embargo, análisis recientes de los especímenes sugieren que pertenecen a la especie *C. elongatus* (Hank Bart, com. pers.).

Familia Ictaluridae

Ameiurus catus
Nombre común: bagre blanco/white catfish.
Distribución nativa: vertientes del Atlántico y golfo de México, desde la parte baja del río Hudson, Nueva York, hasta la cuenca Apalachicola en Florida, Georgia y Alabama; en el sur de la parte peninsular de Florida a la cuenca del río Peace (Fuller *et al*., 1999; Ross, 2001).
Registros locales previos: ninguno.
Registros locales recientes: BC: río Hardy en Dren Ayala (Ruiz-Campos *et al*., 2012).
Comentarios: esta especie, aunque ya registrada en aguas de California desde 1874 (Dill y Cordone, 1997), concurre en las regiones de Sacramento, San Joaquín, California central costera, lagos Tulare-Buena Vista y en drenajes de la bahía de San Francisco (Fuller *et al*., 1999). Su presencia en la cuenca del Colorado fue recientemente detectada en el Hardy (Dren de Ayala) el 20 de marzo de 2008, con base en un espécimen de 431 mm de longitud total y 1 055 g de peso (Ruiz-Campos *et al*., 2012).

Ameiurus melas
Nombre común: bagre negro/black bullhead.
Distribución nativa: vertiente atlántica, desde Canadá y los Grandes Lagos hacia el sur, entre las montañas Apalaches y Rocosas, hasta los arroyos de la vertiente del Golfo en Estados Unidos, alcanzando el bajo Bravo en Nuevo Laredo, Tamaulipas (Miller *et al*., 2005).
Registros locales previos: BC: bajo Colorado (Minckley, 1973). SON: río San Pedro (Miller y Winn, 1951); río Yaqui *ca.* Cd. Obregón (Branson *et al*., 1960), y río Sonoyta (Hendrickson y Varela-Romero, 1989).
Registros locales recientes: SON: río Sonoyta; río Altar y presa Cuauhtémoc; río Magdalena; ciénaga La Providencia; arroyo Las Nutrias; ríos San Pedro, Yaqui, Moctezuma y Bavispe.
Comentarios: la dispersión de esta especie en aguas mexicanas fue a partir de las introducciones inicialmente realizadas en los estados fronterizos de Estados Unidos. Las prácticas de siembra en reservorios para uso ganadero a lo largo de la frontera son el medio de dispersión de la especie.

Ameiurus natalis *(lámina 22.5)*
Nombre común: bagre torito amarillo/yellow bullhead.
Distribución nativa: región oriental y central de Estados Unidos (Lee *et al*., 1980), incluyendo la cuenca del Grande (Bravo) (Page y Burr, 1991).
Registros locales previos: ninguno.
Registros locales recientes: BC: río Colorado, antes de confluencia con el Hardy. SON: ciénaga de Santa Clara en Flor del Desierto.
Comentarios: el año de introducción del bagre en California aparentemente fue en 1874, junto con *Ameiurus catus* y *A. nebulosus* (Dill y Cordone, 1997), pero su identificación en el sur de California ha sido frecuentemente confundida con la de *A. nebulosus* (Moyle, 2002). El primer reporte de la especie en la cuenca del bajo río Colorado fue realizado por Ruiz-Campos (1995) y su dispersión fue por medio de individuos vía río Colorado desde Arizona.

Ictalurus furcatus
Nombre común: bagre azul/blue catfish.
Distribución nativa: nativo de los ríos principales de las cuencas del Misisipi, Misuri y Ohio de la parte central y sureña de Estados Unidos (Lee *et al*., 1980); en la vertiente del golfo de México, desde la cuenca de Mobile Bay, Alabama, hasta la cuenca del Bravo, Texas y Nuevo México (Fuller *et al*., 1999). También presente en la cuenca atlántica de México, donde las poblaciones más sureñas han sido consideradas como *I. meridionalis* (Ruiz-Campos *et al*., 2009; Rodiles-Hernández *et al*., 2010).
Registros locales previos: SON: río Bavispe (Hendrickson *et al*., 1981) y río Yaqui (Hendrickson, 1984).
Registros locales recientes: BC: laguna Salada; lago del bosque de Mexicali, y río Colorado en los afluentes El Caimán, Hardy y El Mayor, incluyendo el canal Todo Americano (Ruiz-Campos *et al*., 2012). SON: río Yaqui (presa Plutarco Elías Calles).
Comentarios: sin duda este bagre azul exótico, conocido en el noreste de México como puyón, fue introducido en aguas del valle de Mexicali como especie para pesca deportiva. Prefiere zonas de corriente o de turbulencia con fondos rocosos. Hay pocos especímenes en colección, sólo evidencia fotográfica de su presencia en las localidades arriba citadas. En Sonora se co-

noce en las principales presas y sólo con registro de especímenes en El Novillo.

Ictalurus punctatus *(lámina 22.6)*
Nombre común: bagre de canal/channel catfish.
Distribución nativa: nativo de los drenajes centrales de Estados Unidos y sur de Canadá, y posiblemente también en partes de la costa atlántica (Lee *et al.*, 1980), incluyendo el sur de Florida y el bajo Bravo, hacia el sur a lo largo de la vertiente del golfo de México hasta el río Cazones (Miller *et al.*, 2005).
Registros locales previos: BC: río El Mayor (Follett, 1960). SON: río Yaqui en Huásabas y Tonichi (Hendrickson *et al.*, 1981).
Registros locales recientes: BC: río Colorado *ca.* de su confluencia con el Hardy; presa Emilio López Zamora (Ruiz-Campos *et al.*, 2012), y canal Reforma (represa Matamoros). SON: desembocadura del canal Welton-Mohawk (Varela-Romero *et al.*, 2003) y río Yaqui en Buenavista y Badesi. SIN: río Fuerte (La Bocatoma y derivadora Cahuinahua Charay); río Sinaloa (derivadora Sinaloa de Leyva y aguas abajo de León Fonseca); puente Dren Pericos en la Guamuchilera; río Humaya en Palos Blancos y río San Lorenzo (derivadora en San Lorenzo).
Comentarios: el bagre de canal fue introducido en aguas del Colorado de California en el año 1922 (Dill y Cordone, 1997), pero su incursión en el bajo Colorado mexicano fue originalmente consignada por Follett (1960). Su distribución actual ha sido ampliada a los sistemas de canales de irrigación del valle de Mexicali. Esta especie es cultivada comercialmente en el río Hardy en el sitio conocido como Campo Mosqueda. En Sonora, la introducción del bagre de canal comenzó después de la construcción de las principales presas como parte de programas federales de apoyo a la zona rural. Actualmente estos programas de introducción para la pesca deportiva y comercial son promovidos por el gobierno del estado. En Sinaloa este bagre se distribuye en los ríos de la parte norte y centro.

Pylodictis olivaris
Nombre común: bagre piltonte/flathead catfish.
Distribución nativa: originalmente a lo largo de las cuencas de los ríos Misisipi, Misuri y Ohio, incluyendo el noreste de México (Lee *et al.*, 1980).
Registros locales previos: ninguno.
Registros locales recientes: BC: laguna Salada en La Playita (Ruiz-Campos *et al.*, 2012) y su canal tributario (Compeán y Baylón, 1983); río Colorado abajo de la confluencia con el Hardy (Ruiz-Campos *et al.*, 2012); canal Reforma (represa Matamoros). SON: río Aros *ca.* confluencia con el Bavispe (Leibfried, 1991).
Comentarios: el único ejemplar de esta especie procedente de Baja California está depositado en la colección científica UABC (Núm. Cat. 318), y fue recolectado en el río Colorado próximo a la confluencia con el Hardy. Después de su registro visual en el río Aros, Sonora (Leibfried, 1991), se ha observado su presencia en la presa El Novillo (A. Varela-Romero, obs. pers.).

Familia Loricariidae

Pterygoplichthys pardalis *(lámina 22.7)*
Nombre común: pleco vela amazónico/Amazon sailfin catfish.
Distribución nativa: América tropical en la cuenca del Amazonas (Weber, 1992; Fuller *et al.*, 1999).
Registros locales previos: ninguno.
Registros locales recientes: SIN: río Culiacán en Navolato (UABC-2315).
Comentarios: esta especie invasora, también conocida como *Liposarcus pardalis*, fue recolectada de manera abundante en el río Culiacán, debajo del puente El Limoncito, el 27 de septiembre de 2009 (G. Ruiz-Campos, datos inéditos). La introducción de este pez en el río Culiacán es posiblemente debida a la liberación de ejemplares vía acuaristas. Al crecer, estos ejemplares dejan de ser atractivos en las peceras y son motivo de liberación en el cuerpo de agua más cercano.

Familia Poeciliidae

Gambusia affinis
Nombre común: pez mosquito/mosquitofish.
Distribución nativa: cuenca del Misisipi desde Indiana e Illinois central, hacia el sur, a lo largo de la vertiente del golfo de México hasta el norte de Veracruz (Álvarez del Villar, 1970; Page y Burr, 1991).
Registros locales previos: BC: río Colorado y afluentes Hardy y El Mayor; río Tijuana; Ojos Negros; arroyo Guadalupe (=La Misión) y arroyo San Simón (Ruiz-Campos *et al.*, 2012). BCS: arroyo en Santiago y arroyo San José del Cabo (Follett, 1960); ojo de agua de

La Rosita; ojo de agua de San Bartolo; arroyo La Tinaja, y Presa Juárez *ca.* Todos Santos (Contreras-Balderas y Escalante-Cavazos, 1984). SON: río Bavispe (Hendrickson *et al.*, 1981).
Registros locales recientes: BC: arroyo Alamar (Ruiz-Campos *et al.*, 2012); canal de irrigación ejido Sinaloa (Varela-Romero *et al.*, 2003); arroyo El Descanso; arroyo La Misión; arroyo San Miguel [= El Carmen]; arroyo s/n entre Piedras Gordas y Las Minas; presa Emilio López Zamora; arroyo San Carlos; arroyos Las Ánimas, Santo Tomás [ejido Ajusco], Seco [*ca.* Colonet], San Telmo, Santo Domingo y El Rosario (Ruiz-Campos *et al.*, 2000). BCS: arroyo La Tinaja *ca.* Miraflores y arroyo Boca de la Sierra (*cf.* Ruiz-Campos *et al.*, 2003; Maeda-Martínez *et al.*, 2012), y arroyo San José del Cabo (Maeda-Martínez *et al.*, 2012). SON: ciénaga de Santa Clara (Varela-Romero *et al.*, 2003); río Sonoyta; ciénaga de Quitovac; río Santa Cruz; arroyo Las Nutrias; río San Pedro; arroyo El Sauz; arroyo La Cieneguita; arroyo San Rafael; arroyo San Bernardino; río Batepito, represa siete km al noroeste de Esqueda; río Moctezuma; río Yaqui, y río Mayo.
Comentarios: esta especie vivípara fue introducida en el noroeste de México para el control de mosquitos y se ha convertido en una forma invasora debido a su alta capacidad reproductiva y tolerancia a factores abióticos extremos. Su primer reporte para Baja California fue referido por Follett (1960) en siete sitios del noroeste y el bajo Colorado, pero su distribución actual se ha difundido en más de 20 sitios. Este pecílido es considerado un actual o potencial competidor del pez nativo *Gasterosteus aculeatus*, en los arroyos El Descanso, Cantamar y El Rosario. No existen registros de esta especie desde el sur del arroyo El Rosario hasta la cuenca del arroyo Las Pocitas, al norte de La Paz (Ruiz-Campos *et al.*, 2003). En Baja California Sur su primer registro de recolecta fue en 1977 en manantiales adyacentes a la sierra de La Laguna (Ruiz-Campos y Contreras-Balderas, 1987). En Sonora, la primera concurrencia del pez mosquito fue reportada por Hendrickson *et al.* (1981) en el río Bavispe, con una consecuente dispersión en otras cuencas de la parte norte adyacentes a la frontera con Estados Unidos (Varela-Romero y Hendrickson, 2009). Se le considera como la principal amenaza que afecta la permanencia de los pecílidos nativos como *Poeciliopsis occidentalis* (Miller, 1961; Schoenherr, 1981; Meffe, 1985; Minckley, 1999).

Poecilia butleri (*lámina 22.8*)
Nombre común: topote del Pacífico/Pacific molly.
Distribución nativa: ambientes dulceacuícolas y estuarinos en la vertiente del Pacífico de México y Centroamérica, desde el río Fuerte al sureste de Álamos, Sonora, hacia el sur hasta la boca del río Comasagua, oeste de La Libertad, El Salvador (Miller *et al.*, 2005).
Registros locales previos: ninguno.
Registros locales recientes: BCS: esteros Eréndira y Enfermería (Palacios-Salgado *et al.*, 2011); cuenca San José del Cabo, Todos Santos y Pescaderos (Maeda-Martínez *et al.*, 2012).
Comentarios: aunque nativo de la vertiente del Pacífico mexicano, incluyendo los ríos de Sinaloa, este pez ha sido introducido en la cuenca alta del Ameca y del Coahuanyana, Jalisco (Miller *et al.*, 2005). A pesar de su capacidad demostrada como invasor en cuencas adyacentes a su ámbito nativo, la Semarnat (2010) la considera especie protegida. Su primer hallazgo en la bahía de La Paz data de noviembre de 2006, y su establecimiento ha sido fortalecido con su rápida y reciente dispersión hacia los hábitats de marisma (Palacios-Salgado *et al.*, 2011) y en las cuencas hidrológicas de San José del Cabo, Pescaderos y Todos Santos (Maeda-Martínez *et al.*, 2012).

Poecilia latipinna
Nombre común: topote velo negro/sailfin molly.
Distribución nativa: vertiente del Atlántico y golfo de México, desde la cuenca de Cape Fear, Carolina del Norte, hasta Veracruz, México (Fuller *et al.*, 1999).
Registros locales previos: ninguno.
Registros locales recientes: BC: río Colorado (Hendrickson y Varela-Romero, 1989) y sus tributarios Hardy y El Mayor, incluyendo laguna Salada (Varela-Romero *et al.*, 2003; Ruiz-Campos *et al.*, 2012) y canal de desagüe Lagunas Geotérmicas Cerro Prieto. SON: Ciénaga de Santa Clara (Varela-Romero *et al.*, 2003).
Comentarios: esta especie es una de las muchas introducidas en la cuenca del bajo Colorado en California y Arizona (Dill y Cordone, 1997) y que se han difundido río abajo hacia Baja California y Sonora. En la ciénaga de Santa Clara (Sonora) esta especie compite por hábitat con el pez nativo *Cyprinodon macularius* (Varela-Romero *et al.*, 2003).

Poecilia reticulata
Nombre común: gupi/guppy.

Distribución nativa: Indias Occidentales (Antillas) y norte de Sudamérica, desde el oeste de Venezuela a Guyana (Fuller *et al*., 1999).
Registros locales previos: BC: Todos Santos (Contreras-Balderas y Escalante-Cavazos, 1984).
Registros locales recientes: BC: arroyos Cataviña y Santa Gertrudis (Misión Santa Gertrudis) (Ruiz-Campos *et al*., 2012). BCS: arroyos San José del Cabo, Las Pocitas, San Pedro, Bebelamas, San Luis, La Zorra, San Javier, Santa Cruz, Comondú, La Purísima, La Purísima Vieja; río Mulegé (arriba de la cortina); arroyos Boca de Magdalena, San Joaquín, San Ignacio y San Gregorio (sierra de San Francisco) (Ruiz-Campos *et al*., 2012). Recientemente registrada en Todos Santos (Maeda-Martínez *et al*., 2012) y arroyo Santa Cruz (Rancho Viejo) (G. Ruiz-Campos, datos inéditos).
Comentarios: sin duda es la especie exótica más ampliamente difundida en los cuerpos de agua dulce de la península de Baja California, desde el arroyo Cataviña (BC) hasta el arroyo San José del Cabo (BCS) y la cuenca hidrológica de Todos Santos. Desde su primera detección en el extremo sur de la península en 1977 (Ruiz-Campos y Contreras-Balderas, 1987), su dispersión hacia otros cuerpos de agua continentales ha sido muy rápida y favorecida por la introducción vía antropogénica. Localidades tan remotas como las de la sierra de San Francisco (rancho San Gregorio) no han escapado a la introducción de este pez.

Xiphophorus hellerii
Nombre común: cola de espada/green swordtail.
Distribución nativa: desde el río Nantla, Veracruz (México), hasta el noroeste de Honduras (Page y Burr, 1991).
Registros locales previos: ninguno.
Registros locales recientes: BCS: arroyos San Pedro, San Ignacio, San Joaquín (Ruiz-Campos *et al*., 2012), y cuenca Todos Santos (Maeda-Martínez *et al*., 2012).
Comentarios: antes de la introducción de la tilapia (*Tilapia* cf. *zillii*) en el manantial del arroyo San Ignacio (*ca.* 1996), este pecílido exótico era la segunda especie íctica más abundante, después del fundúlido nativo, *Fundulus lima* (Alaniz-García *et al*., 2004; Ruiz-Campos, 2012). Actualmente las abundancias de *X. hellerii* y de *F. lima* han sido muy diezmadas por la presencia de tilapia, que ha generado un efecto sinérgico al manifestarse una mayor competencia entre las especies de menor tamaño (*F. lima - X. hellerii - P. reticulata*) (Andreu-Soler y Ruiz-Campos, 2013).

Xiphophorus maculatus
Nombre común: espada sureña/southern platyfish.
Distribución nativa: vertiente del Atlántico desde Veracruz hasta el norte de Belice (Page y Burr, 1991).
Registros locales previos: BCS: ojo de agua de La Rosita y Todos Santos (Contreras-Balderas y Escalante-Cavazos, 1984).
Registros locales recientes: BCS: cuencas San José del Cabo y Todos Santos (Maeda-Martínez *et al*., 2012); arroyos San Luis, San Pedro y Los Dolores [misión] (Ruiz-Campos *et al*., 2003; 2012).
Comentarios: la abundancia de este pecílido exótico parece estar declinando en la mayoría de los sitios antes referidos, posiblemente por competencia difusa con el también exótico *Tilapia* cf. *zillii.*

Xiphophorus variatus *(lámina 22.9)*
Nombre común: espada de Valles/variable platyfish.
Distribución nativa: vertiente atlántica de México, desde el sur de Tamaulipas hasta el norte de Veracruz (Page y Burr, 1991).
Registros locales previos. SON: río Colorado (Ruiz-Campos y Contreras-Balderas, 1987).
Registros locales recientes: ninguno.
Comentarios: aunque la presencia de este pez en aguas de California fue confirmada en el condado de Orange y en el área de Salton Sea, en 1968 y 1991, respectivamente, su establecimiento no ha sido exitoso debido a las bajas temperaturas prevalecientes durante el invierno (Dill y Cordone, 1997).

Familia Moronidae

Morone saxatilis
Nombre común: robalo rayado/stripped bass.
Distribución nativa: originalmente con distribución en los drenajes costeros y las aguas marinas litorales del Atlántico, desde el río San Lorenzo en New Brunswick hacia el sur hasta el río St. Johns en Florida (Ross, 2001).
Registros locales previos: ninguno.
Registros locales recientes: BC: canal Cerro Prieto o Solfatara (Ruiz-Campos *et al*., 2012).
Comentarios: la presencia de este pez exótico proveniente de la costa atlántica de Norteamérica en aguas del bajo Colorado de México no había sido consignada hasta este registro. La introducción de esta especie en aguas del bajo Colorado en Estados Unidos fue documentada por Dill y Cordone (1997), mencionando

que el primer trasplante ocurrió en 1959. A pesar de que se conoce por fuentes indirectas su presencia en Sonora, no se cuenta con ejemplares de colección.

Familia Centrarchidae

Lepomis cyanellus

Nombre común: pez sol/green sunfish.

Distribución nativa: cuencas de los Grandes Lagos, bahía Hudson, Misisipi, desde Nueva York y Ontario hasta Minnesota y Dakota del Sur, y en el sur hasta las vertientes del golfo de México, incluyendo la cuenca del Bravo (Grande). Introducida en gran parte de Estados Unidos (Page y Burr, 1991) y norte de México (Contreras-Balderas y Escalante-Cavazos, 1984).

Registros locales previos: BC: río Tijuana y arroyo San Miguel (= Guadalupe) (Follett, 1960). SON: río Chico (tributario del río Yaqui) (Hendrickson *et al.*, 1981).

Registros locales recientes: BC: arroyos El Descanso, La Misión, San Antonio de las Minas, Doña Petra, Santo Tomás y San Telmo; además de las represas de Tierra Santa (El Porvenir) y Charco Escondido (Parque Nacional Constitución 1857) (Ruiz-Campos *et al.*, 2012). SON: ciénaga de Santa Clara (Varela-Romero *et al.*, 2003); ríos Altar y Mambuto; arroyo Las Nutrias; río San Pedro; arroyo La Cieneguita y San Rafael; ríos Santo Domingo y Sonora; arroyo Saracachi; ríos Mátape, Aros, Yaqui y Sahuaripa; arroyo Bacanora; ríos Moctezuma y Bavispe; estanque Centro Piscícola Cajeme; arroyo Mulatos; río Mayo; arroyos Cerro Prieto, Guajaray y El Tabelo.

Comentarios: la presencia de *L. cyanellus* ha sido difundida en los arroyos de la parte mediterránea de Baja California, como lo acusan los registros antes referidos. El registro de este taxón en el valle de Santa Rosa citado por Follett (1960) correspondió a una comunicación de Carl L. Hubbs, quien la refirió al sur de Ensenada (Ruiz-Campos *et al.*, 2000). Sin embargo, esta localidad se ubica realmente al norte de Ensenada y corresponde a un tributario del arroyo Guadalupe. En Sonora se encuentra distribuida en la mayoría de las cuencas hidrológicas, en hábitats lénticos y lóticos. Es una de las especies que más ha impactado a las poblaciones de peces nativos en Sonora (Varela-Romero y Hendrickson, 2009).

Lepomis gulosus

Nombre común: mojarrón/warmouth.

Distribución nativa: río Misisipi desde el norte de Iowa hacia el sur, hasta la cuenca del Bravo, drenajes del golfo de México, Florida y gran parte de la margen costera del Atlántico; algunas de las poblaciones en los extremos de su ámbito posiblemente se traten de introducciones (Moyle, 2002).

Registros locales previos: ninguno.

Registros locales recientes: BC: río Pescadores y río Colorado, *ca.* confluencia con el Hardy (Ruiz-Campos *et al.*, 2012). SON: ciénaga Santa Clara, en desembocadura del canal Welton-Mohawk (G. Ruiz-Campos, obs. pers.).

Comentarios: en el río Hardy el mojarrón prefiere las zonas lénticas y turbias, con fondo de cieno y temperaturas que oscilan desde 17 °C hasta 33 °C, oxígeno disuelto de 4.7 a 9.4 mg/l, salinidad de 4.7 a 7.7 ppt, y pH de 8.0 a 8.5 (Valles-Ríos, 1997). Su presencia en Baja California se restringe a la cuenca del bajo Colorado.

Lepomis macrochirus

Nombre común: mojarra oreja azul/bluegill.

Distribución nativa: originaria de la parte oriental y central de Norteamérica, donde se distribuye desde la costa de Virginia hasta Florida, en el oeste de Texas y noreste de México, y en el norte en el oeste de Minnesota al oeste de Nueva York. Ampliamente introducida en Estados Unidos (Lee *et al.*, 1980) y noroeste de México (Contreras-Balderas y Escalante-Cavazos, 1984).

Registros locales previos: SON: arroyo San Bernardino (Miller y Win, 1951); río Mayo en Navojoa (Hendrickson, 1984); río Yaqui (Hendrickson *et al.*, 1981) y río Altar cerca de Oquitoa y Tubutama (Hendrickson y Juárez-Romero, 1990).

Registros locales recientes: BC: canal Cerro Prieto o Solfatara; laguna Hanson (Parque Nacional Constitución 1857); presa Emilio López Zamora (Ruiz-Campos *et al.*, 2012), y canal Reforma (represa Matamoros). SON: represa en ejido I. Zaragoza (La Mesa); río Altar; La Ciénega (carr. Sáric-Nogales) y estanque del Centro Piscícola Cajeme.

Comentarios: esta especie es considerada de introducción reciente en las aguas continentales del noroeste de Baja California, siendo primeramente registrada en la laguna de Hanson durante 1983 (Ruiz-Campos *et al.*, 2000), pero que desapareció del sitio al desecarse en el año de 1989 (Ruiz-Campos *et al.*, 2012). En Sonora es también una introducción reciente que comenzó su dispersión desde el río Yaqui (Varela-Romero y Hendrickson, 2009).

Lepomis microlophus

Nombre común: mojarra oreja roja/redear sunfish.
Distribución nativa: desde la península de Florida hasta la vertiente atlántica baja y cuencas de la vertiente del Golfo y el oeste en Texas, y el norte y sur de Indiana (Lee *et al.*, 1980). Se distribuye a todo lo largo del sureste de Estados Unidos (Hubbs *et al.*, 1991) y ha sido introducida en Arizona.
Registros locales previos: ninguno.
Registros locales recientes: BC: río Colorado, en el ejido Yucumuri.
Comentarios: aparentemente, éste es el segundo registro de la especie para México y se basa en un único registro de 80 ejemplares (A. Varela-Romero, obs. pers.).

Micropterus salmoides *(lámina 22.10)*

Nombre común: lobina negra, bocón /largemouth bass.
Distribución nativa: cuenca del Misisipi y estados de la costa del Atlántico y golfo de México, incluyendo el noreste de México (Moyle, 2002).
Registros locales previos: BC: río Tijuana, laguna San Simón (bahía de San Quintín), río Colorado y su tributario el Hardy (Follett, 1960). SON: arroyo San Bernardino (Miller y Winn, 1951); ríos Altar (Hendrickson y Juárez-Romero, 1990), Mayo (Hendrickson, 1984) y Yaqui (Hendrickson *et al.*, 1981).
Registros locales recientes. BC: río Colorado, presa Emilio López Zamora, canal de irrigación entre el ejido Nayarit y Sonora (Ruiz-Campos *et al.*, 2012); canal Reforma (represa Matamoros). SON: ciénaga de Santa Clara (ejido Luis Encinas Johnson y canal Welton-Mohawk) (*cf.* Varela-Romero *et al.*, 2003); La Ciénega (carr. Sáric-Nogales); arroyos Las Nutrias y San Rafael; ríos Aros, Yaqui y Bavispe. SIN: puente Dren Pericos en La Guamuchilera; río Tamazula en Imala; río Humaya en Palos Blancos; río Fuerte en La Bocatoma; río Sinaloa en derivadora Sinaloa de Leyva; arroyo Los Barriles (puente Los Barriles) y río San Lorenzo en Tabalá (puente).
Comentarios: esta especie ha sido introducida en el noroeste de Baja California, especialmente en las presas Gral. Abelardo L. Rodríguez (Tijuana), El Carrizo (Tecate) y Emilio López Zamora (Ensenada) para promover la pesca deportiva. Ejemplares de este centrárquido fueron introducidos en la laguna Hanson pero sin resultados favorables debido a la naturaleza temporal de este cuerpo de agua (G. Ruiz-Campos, obs. pers.). Otro sitio de introducción en el noroeste de Baja California es la laguna del rancho Ciénega Redonda, Tecate. Introducida en Sonora en todas las grandes presas y gran número de represas, es uno de los peces más utilizados para el desarrollo de programas de pesca deportiva. Se le ha observado remontando los ríos para establecerse individualmente en la mayoría de los casos e impactar las poblaciones de peces nativos (Varela-Romero y Hendrickson, 2009). En Sinaloa, la lobina se ha dispersado en los ríos a partir de poblaciones fuente procedentes de presas y reservorios.

Pomoxis annularis

Nombre común: robaleta/white crappie.
Distribución nativa: originalmente distribuida en las aguas dulces del este y centro de Norteamérica, del sureste de Ontario y suroeste de Nueva York, oeste de los Apalaches, a golfo de México, Texas, Dakota del Sur y Minnesota. Ampliamente introducido en Estados Unidos y la cuenca del Bravo (Lee *et al.*, 1980).
Registros locales previos: BC: río Colorado y su tributario el Hardy (Follett, 1960). SON: río Yaqui en las presas El Novillo y Oviachic (Hendrickson *et al.*, 1981).
Registros locales recientes: BC: río Hardy (Ruiz-Campos *et al.*, 2012).
Comentarios: especie exótica de interés en la pesca deportiva. Es sintópica con *P. nigromaculatus* en la cuenca del Colorado. Su dispersión en aguas mexicanas ha sido por vía fluvial desde los grandes embalses artificiales de Arizona. En Sonora fue introducida localmente en las presas Abelardo L. Rodríguez, Plutarco E. Calles y Álvaro Obregón, donde mantiene poblaciones establecidas pero sin un alto valor comercial. No se cuenta con especímenes de colección para el estado de Sonora.

Pomoxis nigromaculatus

Nombre común: mojarra negra/black crappie.
Distribución nativa: gran parte del este de Norteamérica, incluyendo la vertiente del Atlántico, desde Virginia hasta Florida, hacia el este hasta Texas central y al norte hasta Dakota del Norte (Ross, 2001). Ampliamente introducida en otros estados de la Unión Americana (Fuller *et al.*, 1999), incluyendo el bajo Colorado (Dill y Cordone, 1997).
Registros locales previos: BC: río Colorado, *ca.* presa Morelos y Pongo de Abajo (Follett, 1960).
Registros locales recientes: BC: laguna Salada y río Colorado (Ruiz-Campos *et al.*, 2012). SON: río Yaqui.
Comentarios: la presencia de este pez en aguas de Baja California fue primeramente citada por Follett (1960) con base en una comunicación personal de Carl L. Hubbs. Esta especie de interés en la pesca deportiva

fue dispersada en la cuenca del bajo Colorado de México por vía fluvial desde los grandes embalses artificiales de Arizona. En Sonora también se reconoce la dispersión desde el vecino estado de Arizona por rancheros. Ha sido introducida en algunas de las presas del bajo Yaqui (El Novillo y Oviachic) con ejemplares recolectados en el cauce principal entre estas dos presas y en una localidad cercana al delta de este río.

Familia Sparidae

Sparus aurata *(lámina 22.11)*
Nombre común: dorada/gilt-head seabream.
Distribución nativa: costa del Mediterráneo y Atlántico oriental, desde las islas Británicas hasta Cabo Verde e islas Canarias (Bauchot y Hureau, 1986).
Registros locales previos: ninguno.
Registros locales recientes. BCS: bahía de La Paz (Balart *et al*., 2008).
Comentarios: un ejemplar de 242 mm de longitud patrón y 356 g de peso fue capturado en aguas de la bahía de La Paz, BCS, el 3 de octubre de 2007, y depositado en la colección ictiológica del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. (número catálogo CIBN-4336). Este ejemplar proviene de escapes de ejemplares en jaula de una granja acuícola (Biotecmar, S.A.) localizada en esta misma bahía, la cual fue clausurada por mandato federal por no cumplir con las normas de seguridad, por tratarse de una especie altamente invasora (Balart *et al*., 2009). Otros registros posteriores en la bahía de La Paz han sido consignados por investigadores del Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas del Instituto Politécnico Nacional, encabezados por Gustavo de la Cruz-Agüero.

Familia Cichlidae

Oreochromis aureus
Nombre común: tilapia azul/blue tilapia
Distribución nativa: África tropical y subtropical, así como el Medio Oriente. Su ámbito nativo incluye Senegal, Nigeria y pequeños drenajes y lagos africanos y del Medio Oriente (Fuller *et al*., 1999).
Registros locales previos: ninguno.
Registros locales recientes: BC: laguna Salada (Ruiz-Campos y Contreras-Balderas, 1987). BCS: posiblemente formas híbridas de este pez han sido detectadas en el río San Javier, *ca.* Misión de San Javier. SIN: río Fuerte (La Bocatoma, derivadora Cahuinahua-Charay, Nuevo San Miguel y San Miguel de Zapotitlán); río Sinaloa [Sinaloa de Leyva (derivadora y debajo de León Fonseca)]; río Tamazula (El Rincón); río Culiacán (Puente El Limoncito e Iraguato); río San Lorenzo (derivadora y puente Tabala); río Humaya (Palos Blancos); río Piaxtla (Cajón del Piaxtla); arroyo Los Barriles (puente Los Barriles); río San Lorenzo (derivadora), y río Presidio (Copales, Las Iguanas, presa Picachos, El Recodo y derivadora Siqueros).
Comentarios: esta especie etiópica ha sido profusamente introducida en sistemas de aguas abiertas de México para promover la piscicultura rural, donde ha ido desplazando a especies nativas, tanto de cíclidos nativos del género *Cichlasoma* como de otras especies que compiten por hábitat y alimento. Formas híbridas con *O. mossambicus* han sido reportadas en el bajo Colorado (Moyle, 2002).

Oreochromis mossambicus *(lámina 22.12)*
Nombre común: tilapia de Mozambique/Mozambique tilapia.
Distribución nativa: costa oriental de África habitando en ríos y lagunas costeras (Fuller *et al*., 1999).
Registros locales previos: ninguno.
Registros locales recientes: BC: laguna Salada y canal tributario procedente del río Colorado; río Colorado y su tributario el Hardy, canal de desagüe entre los ejidos Nayarit y Sonora (Ruiz-Campos *et al*., 2012); canal Todo Mexicano y ciénaga de Santa Clara (ejido Luis Encinas Johnson, canal Welton-Mohawk y El Doctor). SON: ciénaga de Quitovac; río Altar; arroyo Rebeico; río Sahuaripa; arroyo Bacanora; río Yaqui; estanque del Centro Piscícola de Cajeme; arroyo Los Cedros; río Mayo; arroyos Grande, Techobampo, Cerro Prieto, Guajaray, El Tabelo y Cuchujaqui.
Comentarios: introducido en Sonora en todas las grandes presas y en gran número de represas, es uno de los peces más utilizados para el desarrollo de programas de pesca rural, comercial y deportiva. Se le ha observado remontando los ríos para invadir los hábitats naturales e impactar las poblaciones de peces nativos (Varela-Romero y Hendrickson, 2009). Se hibrida con otras formas relacionadas del género *Oreochromis* en el bajo Colorado (Barrett, 1983).

Tilapia* cf. *zillii
Nombre común: tilapia panza roja/redbelly tilapia.

Distribución nativa: drenajes costeros de África septentrional y occidental, al norte hasta el valle del Jordán en el Medio Oriente. La distribución ha sido ampliamente incrementada por el humano en muchas partes del mundo, incluyendo Etiopía (Fuller *et al*., 1999; Moyle, 2002).

Registros locales previos: ninguno.

Registros locales recientes: BC: río El Mayor, canal de irrigación entre los ejidos Nayarit y Sonora (Varela-Romero *et al*., 2003); presa Emilio López Zamora y arroyo San Juan de Dios, en El Saucito (Ruiz-Campos *et al*., 2012). BCS: arroyos San José del Cabo, La Soledad, Las Pocitas, San Pedro, San Luis, Bebelamas, San Javier, Comondú, La Purísima Vieja, La Purísima, San Martín, Boca de Magdalena, Cadejé y San Ignacio (Maeda-Martínez *et al*., 2012; Ruiz-Campos *et al*., 2012;). SON: ciénaga de Santa Clara (El Doctor).

Comentarios: este cíclido de origen etiópico es una de las principales especies invasoras en los cuerpos de agua continentales de Baja California Sur (Ruiz-Campos *et al*., 2002) y del bajo Colorado de México (Varela-Romero *et al*., 2003; Ruiz-Campos *et al*., 2012) y Estados Unidos (Dill y Cordone, 1997). En el bajo Colorado es responsable del declive de las poblaciones del pez cachorrito del desierto, *Cyprinodon macularius* (Schoenherr, 1988), mientras que en los oasis sudcalifornianos ha causado también el declive, y en algunos casos la extirpación, del fundúlido endémico *Fundulus lima* en las localidades de San Javier, Las Cuedas, Misión de San Luis Gonzaga y San Pedro de la Presa (Ruiz-Campos *et al*., 2008; Ruiz-Campos, 2012). La introducción en el oasis San Ignacio fue efectuada en 1995 por un lugareño, sin saber las consecuencias ecológicas que traería consigo unos pocos años más tarde. Antes de la introducción de la tilapia, *F. lima* era la especie dominante en el hábitat de manantial (70 a 97%), pero después de 10 años de la introducción se revirtió esta dominancia a favor de la tilapia (92 a 97%) (Ruiz-Campos *et al*., 2008). Monitoreos recientes en la localidad tipo (manantial) del oasis San Ignacio (enero y agosto de 2012) indican una recuperación de la abundancia poblacional de *F. lima*, posiblemente debido a un efecto de estabilidad dinámica entre las especies. En el arroyo San José del Cabo su presencia es relativamente reciente (Maeda-Martínez *et al*., 2012) ya que muestreos previos a 1997-1998 (Ruiz-Campos y Contreras-Balderas, 1987; Ruiz-Campos *et al*., 2003) no la habían detectado. En Sonora sólo se reporta para el El Doctor y áreas asociadas al humedal, donde se considera una de las principales causas del declive del pez cachorrito del desierto. La identificación definitiva de las formas aquí referidas como *T*. cf. *zillii* deberá ser evaluada morfológica y genéticamente, ya que se sospecha la presencia de híbridos, especialmente en el bajo Colorado (Moyle, 2002).

CONSIDERACIONES GENERALES

El evento de invasión de especies acuáticas debe considerarse como un proceso de cuatro etapas que incluye introducción intencional o accidental, la dispersión inicial, el establecimiento y la radiación o dispersión masiva (Elton, 1958). En cada etapa existen presiones selectivas que actúan sobre la supervivencia de organismos para disminuir sucesivamente la fuente total de especies y el éxito de invasión (Williamson, 1996). Tres hipótesis han sido propuestas para explicar los patrones de invasión en nuevas áreas. La primera concierne a la actividad humana y consta de cuatro etapas en el proceso de invasión (introducción, dispersión inicial, establecimiento y radiación), mientras que la segunda predice que el establecimiento de especies no nativas será mayor en áreas pobres en especies nativas, donde las condiciones abióticas son favorables para ambas; finalmente, la tercera hipótesis, referente a la resistencia biótica, sostiene que el éxito de la invasión disminuye en relación con la riqueza de especies en la comunidad (*cf.* Elton, 1958; Gido y Brown, 1999; Leprieur *et al*., 2008) y el tiempo durante el cual la comunidad ha estado acumulando especies.

El alto número de peces exóticos (23) en la cuenca del bajo Colorado de México es producto de la acumulación de especies que se han dispersado desde los sistemas de presas cuenca arriba, al menos en los últimos 100 años. Las fluctuaciones significativas en el flujo base del río Colorado han propiciado la extirpación de especies ícticas asociadas a altos flujos, como los endémicos *Xyrauchen texanus, Gila elegans* y *Ptychocheilus lucius* (Rinne y Minckley, 1991; Varela-Romero y Hendrickson, 2009), y el establecimiento de exóticos tolerantes a esos cambios hidrológicos, como el ciprínido *Cyprinella lutrensis*, los pecílidos *Poecilia latipinna* y *Gambusia affinis* y el cíclido *Tilapia* cf. *zillii* (Varela-Romero *et al*., 2003), los cuales se han dispersado incluso en los sistemas de irrigación agrícola del valle de Mexicali. En esta misma cuenca, pero en hábitats de tipo manantial y palustre, la abundan-

cia del pez cachorrito del desierto, *Cyprinodon macularius*, ha sido dramáticamente reducida en sus sitios de distribución histórica (Follett, 1960; Hendrickson y Varela-Romero, 1989; Varela-Romero *et al*., 2003; Miller *et al*., 2005), principalmente por interacción competitiva con *Tilapia* cf. *zillii* y *Poecilia latipinna*.

Desde la perspectiva de la teoría del nicho ecológico, dos especies que concurren en tiempo y espacio no pueden generar un nicho efectivo idéntico, ya que una especie excluiría a la otra. Las especies exóticas con un nicho ecológico amplio, como ocurre con aquéllas de tipo invasor, tienden a convertirse en formas dominantes cuando son introducidas en sistemas que albergan especies con nichos ecológicos especializados. Así, un cambio significativo en las condiciones abióticas del hábitat de las especies nativas favorecerá a aquellas especies con mayor tolerancia o resistencia ambiental.

Un caso de sinergismo por efecto de interferencia competitiva se presenta en el grupo de peces del oasis del río San Ignacio, donde la presencia de especies exóticas de mayor tamaño y de conducta agresiva y territorial (*Tilapia* cf. *zillii*) puede producir un nivel importante de estrés en aquellas especies ícticas de menor tamaño, al denegarles el acceso a recursos-presa. En este proceso, el pez nativo (*Fundulus lima*) y los pecílidos exóticos (*Poecilia reticulata* y *Xiphophorus hellerii*) están posiblemente sujetos a una mayor presión de competencia por recursos-presa y espacio, facilitando así la dominancia y el potencial invasor de la tilapia en los oasis (Andreu-Soler y Ruiz-Campos, 2013).

Los oasis de BCS son ecosistemas caracterizados por una baja diversidad de especies ícticas de origen nativo, y donde concurren especies vicarias (*Fundulus lima* y *Gobiesox juniperoserrai*), complementarias (*Awaous banana*, *Eleotris picta*, *Gobiomorus maculatus* y *Dormitator latifrons*) e incluso diádromas (*Agonostomus monticola*). La introducción de la tilapia exótica *Tilapia* cf. *zillii* en BCS es conocida desde el año 1986 en los oasis del río La Purísima (Ruiz-Campos *et al*., 2003). Ésta ha generado la extirpación local de formas periféricas (complementarias, vicarias y diádromas) y endémicas en varios sistemas de oasis como San Javier, San Pedro de la Presa, Las Cuedas y San Luis Gonzaga (Ruiz-Campos *et al*., 2009). En San Javier, la población de *F. lima* desapareció después de la introducción de tilapia. Por su parte, en el oasis San Pedro de la Presa, tanto *F. lima* como cuatro especies periféricas (*A. monticola*, *D. latifrons*, *G. maculatus* y *E. picta*) fueron extirpadas por la presencia reciente de tilapia (Ruiz-Campos *et al*., 2003). En las localidades Las Cuedas y San Luis Gonzaga (Misión), ambas en la cuenca del río San Luis, las poblaciones de *F. lima* fueron eliminadas por exclusión competitiva con la tilapia.

En Sonora se han detectado al menos 26 especies de peces introducidos, condición dinámica que representa una de las principales amenazas para la ictiofauna nativa. El efecto de la invasión de los peces introducidos en la cuenca del Yaqui en Sonora y Arizona es progresivo y, eventualmente, afectará negativamente la permanencia de las poblaciones de peces nativos (Unmack y Fagan, 2004). Esta cuenca, junto con las de los ríos Colorado, Sonoyta y Gila, ha recibido el mayor número de introducciones de peces exóticos comparadas con el resto del estado. La principal causa directa de la dispersión de peces exóticos son los programas de extensionismo piscícola que han sido y son desarrollados por el gobierno federal, primeramente, y estatal, después, sobre peces de interés comercial para la acuicultura extensiva, la pesca artesanal y deportiva. Las mojarras africanas de los géneros *Tilapia* y *Oreochromis*, junto con los bagres de canal (*Ictalurus punctatus*) y azul (*I. furcatus*), así como la lobina negra (*Micropterus salmoides*) y la carpa común (*Cyprinus carpio*), son los peces más utilizados para actividades acuícolas en el estado de Sonora. Junto con ellos, las especies medianas y pequeñas utilizadas como forraje de estos peces carnívoros también muestran amplia distribución, como es el caso de las mojarras del género *Lepomis* (*L. cyanellus*, *L. macrochirus* y *L. megalotis*) y *Pomoxis* (*P. annularis* y *P. nigromaculatus*), la sardina Maya (*Dorosoma petenense*), las carpas dorada (*Carassius auratus*) y roja (*Cyprinella lutrensis*) y el pez mosquito (*Gambusia affinis*). Además, el bagre negro (*Ameiurus melas*) ha sido introducido y diseminado por pobladores locales en represas para su consumo. La mayoría de estos peces son introducidos en embalses y represas para actividades productivas, representan reservorios de peces exóticos, desde donde suelen dispersarse promoviendo impactos negativos sobre las poblaciones de peces nativos (Juárez-Romero *et al*., 1988; Campoy-Favela *et al*., 1989; Hendrickson y Varela-Romero, 1989; Hendrickson y Juárez-Romero, 1990).

En los casos más extremos para Sonora, el porcentaje de especies de peces introducidos por cuenca puede llegar a ser mayor a 50% de la totalidad de las especies ícticas en la cuenca del bajo Colorado y casi 50% en la cuenca del Sonoyta (Hendrickson y Varela-Romero, 1989; Varela-Romero *et al*., 2003).

Los principales impactos negativos de los peces introducidos sobre las poblaciones de peces nativos son competencia, desplazamiento, hibridación y depredación (Contreras-Balderas y Escalante, 1984; Taylor *et al.*, 1984; Moyle *et al.*, 1986; Olden y Poff, 2005). En la región de la Sierra Madre Occidental de Sonora, uno de estos impactos se refiere a la posible hibridación de las truchas nativas de los ríos Yaqui y Mayo (*Oncorhynchus* spp.) con la trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*), utilizada para fines acuiculturales debido a la existencia de híbridos putativos en la región (Hendrickson y Varela-Romero, 2002; Hendrickson *et al.*, 2002; Camarena-Rosales *et al.*, 2007). Se conoce también, de recolectas en la cuenca del Yaqui durante la décadas de 1980 y 1990, la existencia actual de híbridos de los bagres Yaqui y de canal (Hendrickson *et al.*, 1981; Campoy-Favela *et al.*, 1989). La presencia de este bagre hermano introducido, interactuando con el bagre Yaqui, representa una seria amenaza para las poblaciones de bagres nativos.

Recientemente, la presencia abundante de una especie de bagre loricárido, conocido coloquialmente como pez diablo (*Pterygoplichthys pardalis*), ha sido descrita en aguas del río Culiacán cerca de la población de Navolato, Sinaloa. Su introducción en estos ambientes vía acuaristas está causando el desplazamiento de las especies autóctonas de naturaleza secundaria y periférica, las cuales son fácilmente superadas por la especie exótica debido a su alta capacidad reproductiva, hábitos alimentarios generalistas y la ausencia de depredadores naturales.

La erradicación de peces exóticos en el noroeste de México es un objetivo muy difícil de alcanzar por la naturaleza invasora de algunas especies con una distribución muy establecida en los sistemas acuáticos abiertos. Uno de los aspectos que podrían coadyuvar a controlar la abundancia y dispersión de especies invasoras es el control mediante programas permanentes de remoción con técnicas de captura activas y pasivas. El uso de ictiotóxicos como rotenona o antimicina podría funcionar bien en el caso de sistemas cerrados como lagunas o manantiales. En este sentido, las especies deseables (nativas) serán removidas y transferidas a refugios temporales, mientras que las indeseables (exóticas) serán tratadas con ictiotóxicos mediante protocolos *ad hoc* (Bettoli y Maceina, 1996) para ser removidas del sistema en cuestión. Una vez que el sistema se normalice y cese el efecto del ictiotóxico se retornarán los individuos de las especies nativas.

Agradecimientos

Numerosas personas colaboraron en los muestreos ictiológicos entre 1977 y 2012. Nuestro agradecimiento a José María Torres, Francisco J. Viramontes, Óscar González, Francisco Reynoso, María Isabel Montes, Olivia Tapia, Ramón Pérez, Jorge Alaniz, Martha Elena Valles, Alejandro Gerardo, Manuel Villalobos, Lorenzo Quintana, Jesús Escamilla, Carlos Márquez, Arcadio Valdés, Armando Wakida, Walter Zúñiga, Víctor Salceda, Sara Cabrera, Salvador González, Federico Cota, Yanet Guerrero, Enrique Sánchez, Marcos Lizárraga, Ana Gática, Jesús Bernardino Ortiz, Gerardo Medina, Francisco Javier Valverde, Alberto Raúl Tovar, Jon P. Rebman, Ira E. Nevius, Germán Ruiz, José de la Cruz, Luz M. Yepiz, Andrés González, Patricia Cota, Alberto Antuna, José Arquímedes Echánove, Arturo Ramírez, Areli Nayath Castillo, Ricardo Guzmán, Alain Jullian, Dinora Acosta, Raúl Druck, Claudia Reyes, Gonzalo de León, Carlos Flores, Bradford Hollingsworth, Iván Peraza, Alberto Tapia, Roberto Martínez, Emma Flores, Jorge Valdez, Martín Ortiz, Alejandra Calvo, Fernando Solís, Miguel Flores, Leonardo Ayala, Alejandro Herrera, Dean A. Hendrickson, W.L. Minckley, Chuck Minckley, Jim E. Brooks, Michael Douglas, Robert C. Vrijenhoek, Francisco Abarca, Esther Saucedo-Monarque, Mario Treviño, Richard L. Mayden, Davis Neally, Buddy Jensen, David L. Prospt, Jerome Stefferud, Sally Stefferud, Héctor Espinosa, Mariana Mateos, Nick Smith, Lee Simons, Rebeca Martínez, Stephen Weeks, Lourdes Juárez, Martín Haro, Jorge Benítez, Carlos Galindo, Peter Warren, David Gori, Alejandro Varela-Ceceña, José Soñánez, Iván Anduro, Irais Trujillo, Francisco Monteverde, Leónidas Loera y Jairo Contreras. La mayor parte de las recolecciones ictiológicas fueron apoyadas por los proyectos Conacyt 431100-5-1993PN, Conacyt-Semarnat 2002-CO1-173/A, Conacyt PCCNCNA050331 y la Universidad Autónoma de Baja California (DGIP 1275 y DGPI 173), Conabio (S087, H126, W028), UC-Mexus (No. 2001-SC-0211), Arizona Game and Fish Department, The Nature Conservancy, The Univesity of Arizona/Universidad de Sonora, y U.S. Fish and Wildlife Service. La parte final de este estudio fue apoyada por la Red de Especies Exóticas SEP-PROMEP (UANL-UABC-UMar) y el proyecto interno Evaluación Ecológica y Distribución de Especies Exóticas Invasivas Selectas en Humedales del Estado de Baja California (Proyecto 213). Finalmente, queremos agradecer a los dos revisores anónimos de esta contribución por sus acertadas críticas y sugerencias al manuscrito.

REFERENCIAS

Abell, R., M.L. Thieme, C. Revenga, M. Bryer, M. Kottelat, N. Bogutskaya, B. Coad, N. Mandrak, S. Contreras-Balderas, W. Bussing, M.L.J. Stiassny, P. Skelton, G.R. Allen, P. Unmack, A. Naseka, R. Ng, N. Sindorf, J. Robertson, E. Armijo, J.V. Higgins, T.J. Heibel, E. Wikramanayake, D. Olson, H.L. López, R.E. Reis, J.G. Lundberg, M.H. Sabaj-Pérez y P. Petry. 2008. Freshwater ecoregions of the world: A new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. *BioScience* **58**:403-414.

Alaniz-García, J., G. Ruiz-Campos, F.J. Abarca-González y A. Valdez-González. 2004. Interacción trófica entre dos especies ícticas sintópicas, una nativa (*Fundulus lima*) y la otra exótica (*Xiphophorus helleri*), en el oasis San Ignacio, Baja California Sur, México, en M.L. Lozano-Vilano y A.J. Contreras-Balderas (eds.), *Homenaje al doctor Andrés Reséndez Medina: un ictiólogo mexicano*. Universidad Autónoma de Nuevo León, Monterrey, México, pp. 193-216.

Álvarez del Villar, J. 1970. *Peces mexicanos (claves)*. Instituto Nacional de Investigaciones Biológico-Pesqueras, Secretaría de Industria y Comercio, México, D.F.

Andreu-Soler, A., y G. Ruiz-Campos. 2013. Effects of exotic fishes on the somatic condition of the endangered killifish *Fundulus lima* (Teleostei: Fundulidae) in oases of Baja California Sur, Mexico. *Southwest. Nat.* **58** (en prensa).

Balart, E.F., J.C. Pérez-Urbiola, L. Campos-Dávila, M. Monteforte y A. Ortega-Rubio. 2009. On the first record of a potentially harmful fish, *Sparus aurata* in the Gulf of California. *Biol. Invasions*. doi: 10.1007/s10530-008-9269-3.

Barrett, P.J.1983. Systematics of fishes of the genus *Tilapia* (Perciformes: Cichlidae) in the lower Colorado River basin. Tesis de maestría en ciencias, Arizona State University.

Bauchot, M.L.M.L., y J.C. Hureau. 1986. Sparidae, en *Fishes of the north-eastern Atlantic and the Mediterranean* (FNAM). UNESCO, París. Vol. II, pp. 883-907.

Bettoli, P.W., y M.J. Maceina. 1996. Sampling with toxicants, en B.R. Murphy y D.W. Willis (eds.), *Fisheries techniques*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, pp. 303-333.

Branson, B.A., C.J. McCoy Jr. y M.E. Sisk. 1960. Notes on the freshwater fishes of Sonora, with addition to the known fauna. *Copeia* **1960**:217220.

Camarena-Rosales, F., G. Ruiz-Campos, J. De la Rosa-Vélez, R. Manden, D.A. Hendrickson, A. Varela-Romero y F. García de León. 2007. Mitochondrial haplotype variation in wild trout populations (Teleostei: Salmonidae) from northwest Mexico. *Rev. Fish Biol. Fisher.* **2-3**:157-165.

Campoy-Favela, J., A. Varela-Romero y L. Juárez-Romero. 1989. Observaciones sobre la ictiofauna nativa de la cuenca del río Yaqui, Sonora, México. *Ecológica* **1**:1-29.

Compeán, G.A., y O. Baylón. 1983. Estudio preliminar de la pesquería de la laguna Salada, Baja California. *Proc. Desert Fish. C.* **XIII-XV-B**:201-221.

Contreras-Balderas, S. 1999. Annotated checklist of introduced invasive fishes in Mexico, with examples of some recent introductions, en R. Claudi y J.H. Leach (eds.), *Non-indigenous freshwater organisms: Vectors, biology, and impacts*. Lewis Publishers, Boca Ratón, pp. 31-52.

Contreras-Balderas, S., y M.A. Escalante-Cavazos. 1984. Distribution and known impacts of exotic fishes in Mexico, en W.R. Courtenay Jr. y J.R. Stauffer Jr. (eds.), *Distribution, biology and management of exotic fishes*. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, pp. 102-130.

Contreras-Balderas, S., G. Ruiz-Campos, J.J. Schmitter-Soto, E. Díaz-Pardo, T. Contreras-McBeath, M. Medina-Soto, L. Zambrano-González, A. Varela-Romero, R. Mendoza-Alfaro, C. Ramírez-Martínez, M.A. Leija-Tristán, P. Almada-Villela, D.A. Hendrickson y J. Lyons. 2008. Freshwater fishes and water status in Mexico: A country-wide appraisal. *Aquat. Ecosyst. Health* **11**:246-256.

Dill, W.A., y A.J. Cordone. 1997. History and status of introduced fishes in California, 1871-1996. *Calif. Fish Game* **178**:1-414.

Douglas, M.E., P.C. Marsh y W.L. Minckley. 1994. Indigenous fishes of western North America and the hypothesis of competitive displacement: *Meda fulgida* (Cyprinidae) as a case study. *Copeia* **1994**:9-19.

Elton, C.S. 1958. The ecology of invasions by plants and animals. Methuen, Londres.

Eschmeyer, W.N. 1998. *Catalog of fishes*. California Academy of Sciences, Parte II: 1821-2905. Anaheim, California.

Follett, W.I. 1960. The freshwater fishes: Their origins and affinities. Symposium on biogeography of Baja California and adjacent seas. *Syst. Zool.* **9**:212-232.

Fuller, P.L., L.G. Nico y J.D. Williams. 1999. Non-indigenous fishes introduced into inland waters of the United States. *Am. Fisher. Soc.* (Special Publication) **27**.

Gido, K.B., y J.H. Brown. 1999. Invasion of North American drainages by alien fish species. *Freshwater Biol.* **42**:387-399.

Hendrickson, D.A. 1984. Distribution records of native and exotic fishes in the Pacific drainages of northern México. *J. Arizona-Nevada Acad. Sci.* **18**:33-38.

Hendrickson, D.A., y A. Varela-Romero. 1989. Conservation status of desert pupfish, *Cyprinodon macularius* in México and Arizona. *Copeia* **1989**:478-483.

Hendrickson, D.A., y A. Varela-Romero. 2002. Fishes of the Fuerte River basin, en M.L. Lozano-Vilano (ed.), *Libro jubilar en honor al Dr. Salvador Contreras Balderas*. Universidad Autónoma de Nuevo León, Monterrey, pp. 171-195.

Hendrickson, D.A., y L. Juárez-Romero. 1990. Los peces de la cuenca del río de la Concepción, Sonora, México, y el estatus del charalito Sonorense, *Gila ditaenia*, una especie en amenaza de extinción. *Southwest. Nat.* **35**:177-187.

Hendrickson, D.A., W.L. Minckley, R.R. Miller, D.J. Siebert y P.H. Minckley. 1981. Fishes of the río Yaqui basin, México and United States. *J. Arizona-Nevada Acad. Sci.* **15**:65-106.

Hubbs, C.L. 1954. Establishment of a forage fish, the red shiner, *Notropis lutrensis*, in the lower Colorado River system. *Calif. Fish Game* **40**:287-294.

Hubbs, C., R.J. Edwards y G.P. Garrett. 1991. An annotated checklist of the freshwater fishes of Texas, with key to identification of species. *Tex. J. Sci.* **43**:1-56.

Juárez-Romero, L., A. Varela-Romero y J. Campoy-Favela. 1988. Observaciones preliminares sobre la ictiofauna de la cuenca

del río Mátape, Sonora, México, en *Memorias del X Congreso Nacional de Zoología*. Villahermosa, pp. 27-33.

Lee, D.S., C.R. Gilbert, C.H. Hocutt, R.E. Jenkins, D.E. McAllister, y J.R. Stauffer, Jr. (eds.). 1980. *Atlas of North American freshwater fishes* (Publication Number 1980-12). North Carolina Biological Surveys, North Carolina State Museum of Natural History.

Leibfried, W. 1991. A recent survey of fishes from the interior río Yaqui drainage, with a record of flathead catfish *Pylodictis olivaris* from the río Aros. *Proc. Desert Fish. C. Symp.* **20**:77-78.

Leprieur, F., O. Beauchard, S. Blanchet, T. Oberdorff y S. Brosse. 2008. Fish invasions in the world's river systems: When natural processes are blurred by human activities. *PLoS Biol* **6**(2):e28. doi:10.1371/journal.pbio.0060028.

Mack, R.N., D. Simberloff, W.M. Lonsdale, H. Evans, M. Clout y F.A. Bazzaz. 2000. Biotic invasions: Causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecol. Appl.* **10**:689-710.

Maeda-Martínez, A.M., H. Obregón-Barboza, E.F. Balart, G. Murugan, G. Ruiz-Campos, L. Campos-Dávila y H. García-Velazco. 2012. Fauna acuática., en A. Ortega (ed.), *Evaluación de la Reserva de la Biosfera Sierra La Laguna, Baja California Sur: avances y retos*. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C., pp. 133-150.

Marchetti, M.P., T. Light, J. Feliciano, T. Armstrong, Z. Hogan y P.B. Moyle. 2001. Homogenization of California's fish fauna through abiotic change, en J.L. Lockwood y M.L. McKinney (eds.), *Biotic homogenization*. Nueva York, Kluwer Academic/Plenum, pp. 259-278.

McKinney, M.L., y J.L. Lockwood. 1999. Biotic homogenization: A few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends Ecol. Evol.* **14**:450-453.

Meffe, G.K. 1985. Predation and species replacement in America southwestern fishes: A case of study. *Southwest. Nat.* **30**:173-187.

Miller, R.R. 1961. Man and the changing fish fauna of the American Southwest. *Pap. Michigan Acad. Sci.* **46**:365-404.

Miller, R.R. 1968. Records of some native freshwater fishes transplanted into various waters of California, Baja California, and Nevada. *Calif. Fish Game* **54**:170-179.

Miller, R.R., y H.E. Winn. 1951. Additions to the known fish fauna of Mexico: Three species and one subspecies from Sonora. *J. Washington Acad. Sci.* **4**:83-84.

Miller, R.R., W.L. Minckley y S.M. Norris. 2005. *Freshwater fishes of Mexico*. The University of Chicago Press, Chicago.

Minckley, W.L. 1999. Ecological review and management recommendations for recovery of the endangered Gila topminnow. *Great Basin Nat.* **59**:23-244.

Minckley, W.L. 2002. Fishes of the lowermost Colorado River, its delta, and estuary: A commentary on biotic change, en M.L. Lozano-Vilano (ed.), *Libro jubilar en honor al Dr. Salvador Contreras Balderas*. Universidad Autónoma de Nuevo León, Monterrey, pp. 63-78.

Moyle, P.B. 2002. *Inland fishes of California*. University of California Press, Berkeley.

Moyle, P.B., H.W. Li y B.A. Barton. 1986. The Frankenstein effect: Impact of introduced fishes on native fishes in North America, en R.H. Stroud (ed.), *Fish culture in fisheries management*. American Fisheries Society. Bethesda, pp. 415-426.

Nelson, J.S., E.J. Crossman, H. Espinosa-Pérez, L.T. Findley, C.R. Gilbert, R.N. Lea y J.D. Williams. 2004. Common and scientific names of fishes from the United States, Canada, and Mexico. American Fisheries Society, publicación especial 29, Bethesda.

Olden, J.D., y N.L. Poff. 2005. Long-term trends of native and non-native fish faunas in the American Southwest. *Animal Biodiv. Conserv*. **28**:75-89.

Page, L.M., y B.M. Burr. 1991. *A field guide to freshwater fishes: North America/North of Mexico*. Houghton Mifflin, Boston.

Palacios-Salgado, D.S., A. Ramírez y G. Ruiz-Campos. 2011. First record and establishment of an exotic molly, *Poecilia butleri*, in the Baja California Peninsula, Mexico. *Calif. Fish Game*, **97**:98-103.

Rahel, F.J. 2002. Homogenization of freshwater faunas. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* **33**:291-315.

Rinne, J.N., y W.L. Minckley. 1991. Native fishes of arid lands: A dwindling resource of the Desert Southwest. Gen. Tech. Rep. RM-206. Ft. Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station.

Rodiles-Hernández, R., J.G. Lundberg y J.P. Sullivan. 2010. Taxonomic discrimination and identification of extant blue catfishes (Siluriformes: Ictaluridae: *Ictalurus furcatus* group). *P. Acad. Nat. Sci. Phila.* **159**:67-82.

Ross, S.T. 2001. *The inland fishes of Mississippi*. University Press of Mississippi, Jackson.

Ruiz-Campos, G. 1995. First occurrence of the yellow bullhead, *Ameiurus natalis*, in the lower Colorado River, Baja California. *Calif. Fish Game* **81**:80-81.

Ruiz-Campos, G. 2012. *Catálogo de peces dulceacuícolas de Baja California Sur*. Instituto Nacional de Ecología, Semarnat, México.

Ruiz-Campos, G., F. Camarena-Rosales, S. Contreras-Balderas, C.A. Reyes-Valdez, J. De La Cruz-Agüero y E. Torres-Balcázar. 2006. Distribution and abundance of the endangered killifish, *Fundulus lima* (Teleostei: Fundulidae), in oases of central Baja California peninsula, Mexico. *Southwest. Nat.* **51**:502-509.

Ruiz-Campos, G., F. Camarena-Rosales, S. Contreras-Balderas, G. Bernardi y J. De La Cruz-Agüero. 2008. Evaluación ecológica y distribución de peces exóticos en las regiones hidrológicas de San Ignacio y La Purísima, Baja California Sur, y su impacto en las poblaciones del pez amenazado, *Fundulus lima*. Informe técnico final, Proyecto Semarnat–Conacyt-2002-C01-173.

Ruiz-Campos, G., J.L. Castro-Aguirre, S. Contreras-Balderas, M.L. Lozano-Vilano, A.F. González-Acosta y S. Sánchez-Gonzáles. 2003. An annotated distributional checklist of the freshwater fishes from Baja California Sur, Mexico. *Rev. Fish Biol. Fisher.* **12**(2002):143-155.

Ruiz-Campos, G., M.L. Lozano-Vilano y M.E. García-Ramírez. 2009. Morphometric comparison of blue catfish *Ictalurus furcatus* (Lesueur, 1840) from northern and southern Atlantic drainages of Mexico. *Bull. South. Calif. Acad. Sci.* **108**:36-44.

Ruiz-Campos, G., y S. Contreras-Balderas. 1987. Ecological and zoogeographical check-list of the continental fishes of the Baja California peninsula. *Proc. Desert Fish. Co.* **17**:105-117.

Ruiz-Campos, G., S. Contreras-Balderas S., M.L. Lozano-Vilano, S. González-Guzmán y J. Alaniz-García. 2000. Ecological and distributional status of the continental fishes of northwestern Baja California, Mexico. *Bull. South. Calif. Acad. Sci.* **99**:59-90.

Ruiz-Campos, G., S. Contreras-Balderas, A. Andreu-Soler, A. Varela-Romero y E. Campos-González. 2012. An annotated distributional checklist of exotic freshwater fishes from the Baja California peninsula, Mexico. *Rev. Mex. Biodiv.* **83**:216-234.

Semarnat. 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. *Diario Oficial de la Federación*, 30 de diciembre de 2010.

Schoenherr, A.A. 1988. A review of the life history and status of the desert pupfish, *Cyprinodon macularius*. *Bull. South. Calif. Acad. Sci*. **87**:104-134.

Schoenherr, A.A. 1981. The role of competition in the replacement of native fishes by introduced species, en R.J. Naiman y D.L. Stoltz (eds.), *Fishes in North American Desert*. John Wiley, Nueva York, pp. 173-203.

Taylor, J.N., W.R. Courtney Jr. y J.A. McCann. 1984. Known impacts of exotic fish introductions in the continental United States, en W.R.Courtenay Jr. y J.R. Stauffer Jr. (eds.), *Distribution, biology, and management of exotic fishes*. The John Hopkins University Press, Baltimore, pp. 322-373.

Unmack, P.J., y W.F. Fagan. 2004. Convergence of differentially invaded systems toward invader-dominance: Time-lagged invasions as a predictor in desert fish communities. *Biol. Invasions* **6**:233-243.

Valles-Ríos, M.E. 1997. Estudio cualitativo y cuantitativo de macroparásitos en peces de la región del río Colorado-río Hardy, Baja California, México. Tesis de maestría en ciencias, Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Baja California.

Varela-Romero, A. 1989. *Dorosoma petenense* (Günther), un nuevo registro para la cuenca del río Yaqui, Sonora, México. (Pisces: Clupeidae). *Ecológica* **1**:23-25.

Varela-Romero, A. 2007. Variación genética mitocondrial en bagres del género *Ictalurus* (Pisces: Ictaluridae) en el noroeste de México. Tesis de doctorado en ciencias, Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A.C., Hermosillo.

Varela-Romero, A., y D.A. Hendrickson. 2009. Los peces dulceacuícolas de Sonora, en F. Molina-Fraener y T. Van Devender (eds.), *Biodiversidad del estado de Sonora*. UNAM, México, pp. 339-356.

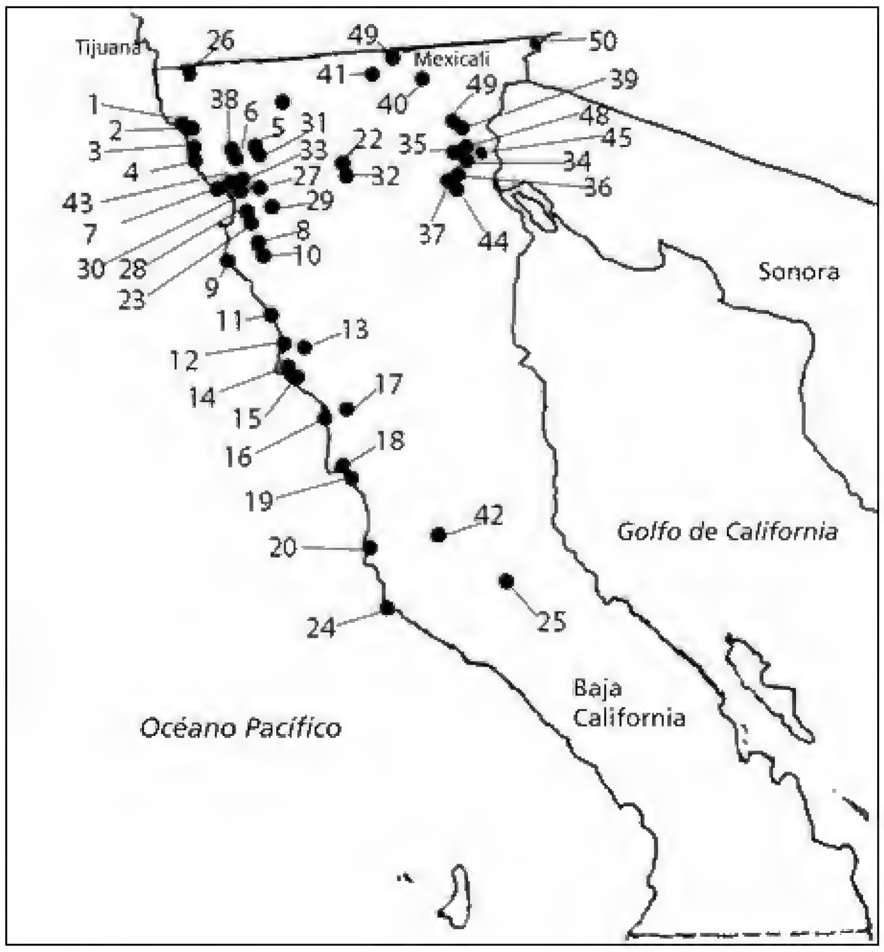
Varela-Romero, A., G. Ruiz-Campos, L.M. Yépiz-Velázquez y J. Alaniz-García. 2003. Distribution, habitat, and conservation status of desert pupfish (*Cyprinodon macularius*) in the Lower Colorado River basin, Mexico. *Rev. Fish Biol. Fisher*. **12**:157-165.

Weber, C. 1992. Revision du genre *Pterygoplichthys* sensu lato (Pisces: Siluriformes, Loricariidae). *Rev. Fr. Aquar.* **19**:1-36.

Williamson, M.H. 1996. *Biological invasions*. Chapman and Hall, Londres.

APÉNDICE

Lista de localidades de registro de peces exóticos en el noroeste de México

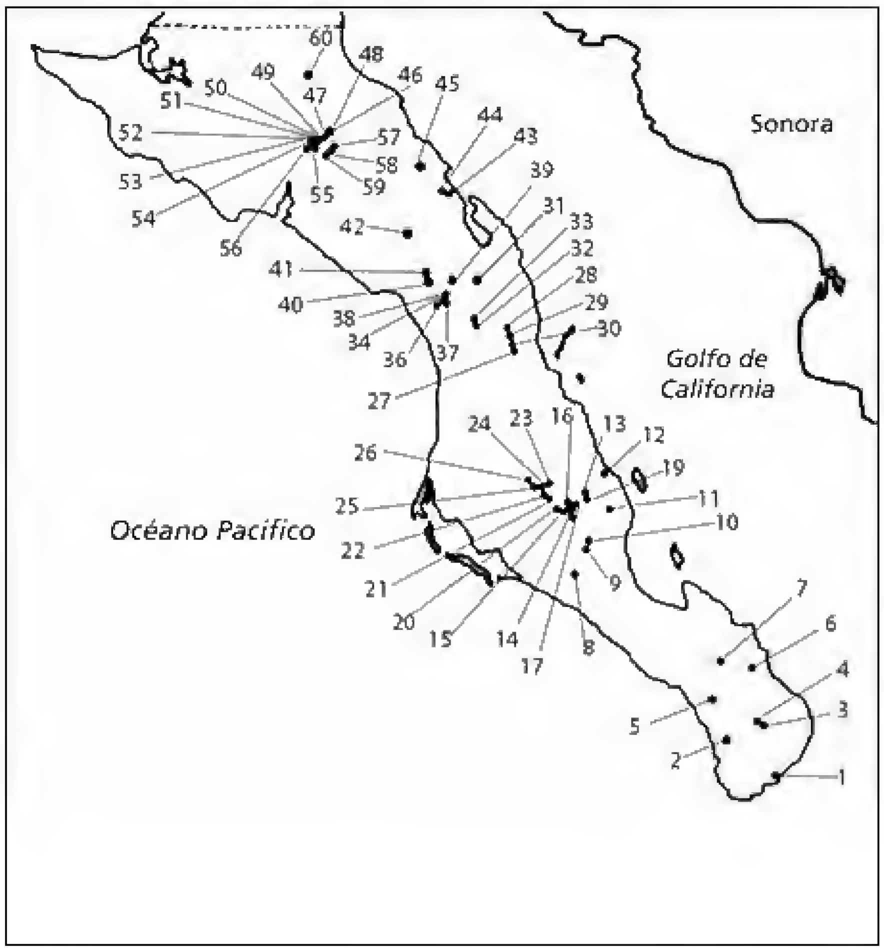


Baja California

1. Bocana arroyo Cantamar (= Médano). 32° 13’ 44.2” N, 116° 55’ 21.5” W
2. Bocana arroyo El Descanso (= La Posta). 32° 12’ 09.3” N, 116° 54’ 47.8” W
3. Bocana arroyo La Misión (= Guadalupe). 32° 05’ 32.0” N, 116° 52’ 50.0” W
4. Poblado La Misión. 32° 5’ 45” N; 116° 51’ 30” W
5. Arroyo Guadalupe en rancho Santa Rosa (= El Salto). 32° 06’ 43.9” N, 116° 29’ 21.6” W
6. Arroyo Guadalupe en rancho Tierra Santa (Ejido El Porvenir). 32° 05’ 00.0” N, 116° 37’ 00.0” W
7. Bocana arroyo San Miguel (= El Carmen), Ensenada. 31° 54’ 05.8” N, 116° 43’ 48.4” W
8. Arroyo Las Ánimas en ejido Uruapan. 31° 37’ 00.0” N, 116° 26’ 00.0” W
9. Bocana arroyo Santo Tomás. 31° 32’12.9” N, 116° 39’ 28.0” W
10. Arroyo Santo Tomás en Ejido Ajusco. 31° 35’ 00.0” N, 116° 28’ 00.0” W
11. Bocana arroyo San Vicente. 31° 15’ 54.3” N, 116° 22’ 51.7” W
12. Bocana arroyo El Salado (*ca*. Loma Linda). 31° 06’ 35.5” N, 116° 17’ 50.4” W
13. Arroyo Seco ca. Colonet. 31° 05’ 56.1” N, 116° 10’ 58.9” W
14. Bocana arroyo San Rafael *ca*. Punta Colonet. 30° 58’ 08.1” N, 116° 16’ 29.8” W
15. Bocana arroyo San Telmo *ca*. Punta San Telmo. 30° 56’ 29.5” N, 116° 14’ 57.6” W
16. Bocana arroyo Santo Domingo *ca*. San Ramón. 30° 42’ 53.6” N, 116° 02’ 31.6” W
17. Arroyo Santo Domingo en rancho El Divisadero. 30° 46’ 21.4” N, 115° 54’ 19.5” W
18. Bocana arroyo San Simón (ca. ejido El Papalote). 30° 27’ 04.1” N, 115° 55’ 36.3” W
19. Bocana arroyo San Simón (1 km arriba Hotel La Pinta). 30° 24’ 24.1” N, 115° 54’ 24.3” W
20. Bocana arroyo El Rosario. 30° 02’ 32.5” N, 115° 47’ 15.6” W
21. Arroyo Neji *ca*. Ejido Neji. 32° 23’ 00.0” N, 116° 19’ 00.0” W
22. Laguna Hanson, Sierra Juárez. 32° 02’ 00.0” N, 115° 54’ 00.0” W
23. Arroyo San Carlos en rancho Alamitos. 31° 46’ 00.0” N, 116° 31’ 00.0” W
24. Bocana arroyo San Fernando, Ensenada. 29° 43’ 33.7” N, 115° 38’ 49.6” W.
25. Arroyo Cataviña *ca*. Cataviña. 29º 52’ 4.5776” N, 114º 56’ 59.989” W
26. Arroyo Alamar, cuenca del río Tijuana. 32º 31’ 27.5” N, 116º 54’ 46.8” W
27. Arroyo s/n camino Piedras Gordas-Las Minas. 31º 55’ 46.1” N, 116º 27’ 04.7” W
28. Arroyo San Carlos en rancho Las Hamacas. 31° 47’ 51.6” N, 116° 30’ 02.4” W
29. Arroyo San Carlos en balneario Agua Caliente. 31º 46’ 0” N, 116º 31’ 0” W
30. Presa Emilio López Zamora. 31° 54’ 08.5” N, 116° 35’ 37.8” W
31. Arroyo Guadalupe en rancho Korodaki. 32˚ 06’ 15.8” N, 116˚ 27’ 03.4” W
32. Charco escondido, Parque Constitución 1857. 32º 00’ 10.8” N, 115º 56’ 50.52” W
33. Arroyo San Antonio de las Minas, San Antonio de las Minas. 31°58’32.2” N 116°37’55.4” W
34. Río Colorado *ca*. confluencia con río Hardy. 32º 6’ 0” N; 115º 13’ 45” W
35. Río Hardy *ca*. confluencia con río Colorado. 32º 6’ 0” N; 115º 14’ 15” W
36. Canal alimentador a Laguna Salada. 31º 58’ N; 115º 13’ W

37. Río El Mayor, Campo Sonora. 32° 0’ 4” N; 115° 18’ 0” W
38. Represa en rancho Tierra Santa, ejido El Porvenir. 32° 5’ 0” N; 116° 37’ 0” W
39. Río Pescadores en rancho Caimán. 32° 13’ 30” N, 115° 11’ 30” W
40. Canal Cerro Prieto o Solfatara (= Pacífico). 32° 30’ N, 115° 27’ W
41. La Playita, margen NW de Laguna Salada. 32° 31’ 0” N, 115° 45’ 0” W
42. Arroyo San Juan de Dios en El Saucito. 30˚ 06’ 51.8” N, 115˚ 21’ 18.9” W
43. Arroyo Cañón de Doña Petra, rancho Madrigal. 31° 55’ 20.9” N, 116° 36’ 13.4” W
44. Río Colorado, Km 76 carretera Mexicali-San Felipe en el puente al cruce del camino. 31° 56’ N, 115° 12’ W.
45. Río Hardy, Campo Mosqueda (carretera Mexicali-San Felipe) canal de influencia de marea. 32° 5’ N, 115° 12’ W.
46. Río Hardy, Campo Mosqueda, La Cabaña. 32° 8’ N, 115° 11’ W.
47. Laguna Salada, campo pesquero El Paraíso, Km 23 carretera Mexicali-Tijuana. 32° 38’ N, 115° 39? W.
48. Río Colorado, ejido Yucumuri (campo escondido), Km 67 de la carretera Mexicali-San Felipe-ejido Yucumuri. 32° 5’ N, 115° 10’ W.
49. Dren de irrigación entre los ejidos Nayarit y Sonora. 32° 17’ 41.3” N., 115° 15’ 20.5” W.
50. Canal Reforma en represa Matamoros. 32 40’53.5”N, 114 44’58.0”W.

Baja California Sur

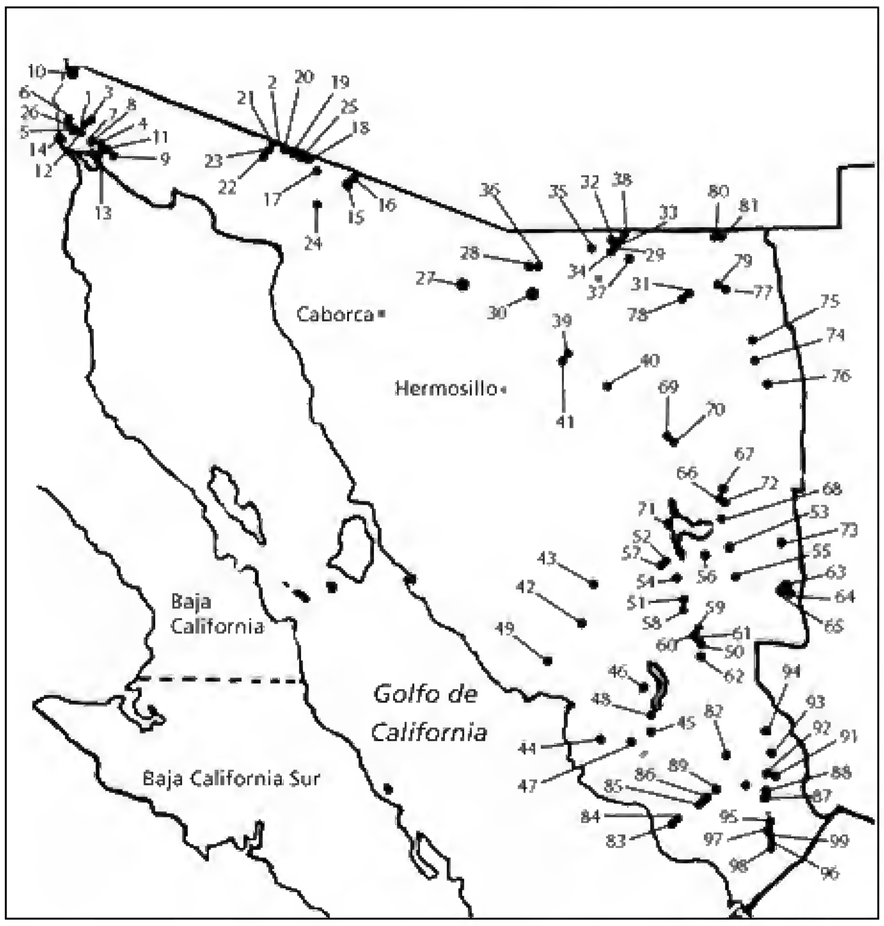


1. Arroyo [ojo de agua] de San José del Cabo. 23° 03’ 32.0” N, 109° 41’ 28.8” W.
2. Arroyo San Venancio en San Venancio. 23° 16’ 48.6’ N, 110° 02’ 7.3” W.
3. Arroyo La Tinaja (El Aguajito) *ca*. Miraflores. 23° 21’ 59.4” N, 109° 45’ 19.2” W.
4. Arroyo Boca de la Sierra en la base del cañón San Bernardino *ca*. Miraflores. 23° 23’10.6” N, 109°49’11.7” W.
5. Presa Juárez *ca*. Todos Santos. 23° 32’ 44.4” N, 110° 08’ 44.1” W.
6. Ojo de Agua de San Bartolo. 23° 44’ 11.0” N, 109° 50’ 25.0” W.
7. Ojo de Agua de La Rosita en San Antonio. 23° 48’ 20.1”N, 110° 03’ 41” W.
8. Arroyo Las Pocitas en Pocitas del Vado. 24° 23’ N, 111° 06’ W.
9. Arroyo Las Pocitas en rancho El Caracol. 24° 32’ N, 111° 01’ W.
10. Aroyo Las Pocitas en rancho El Cantil. 24° 35’ 29.4” N, 110° 59’ 32.9” W.
11. Arroyo La Soledad en El Quelele. 24 48’ 37.5” N, 110 50’ 32.5” N.
12. Arroyo Los Dolores en Misión de Santa Dolores. 25 04’ 27.1” N, 110° 51’ 40.1” W.
13. Arroyo La Presa en La Presa de Toris [= Toris de La Presa]. 24° 54’ N, 111° 02’ W.
14. Arroyo San Pedro en Pozo del Iritú [= rancho Encinas]. 24° 46’ 55.0” N, 111° 09’ 02.4” W.
15. Arroyo San Pedro en rancho Los Arados. 24 ° 47’ 06.5” N, 111 ° 11’ 07.2” W.
16. Arroyo San Pedro en rancho Merecuaco. 24° 48’ 25.2” N, 111° 09’ 03.6” W.
17. Arroyo San Pedro en rancho Tres Pozas, entre El Carracito [*sic*] y El Ciruelo. 24° 48’ 58.1” N, 111° 07’ 33.0” W.
18. Arroyo San Pedro en San Basilio, antes de la confluencia con arroyo La Presa. 24° 50’ 13.1” N, 111° 04’ 37.4” W.
19. Arroyo San Pedro en San Pedro de la Presa. 24° 51’ N, 110° 59’ W.
20. Arroyo San Pedro en rancho El Caporal. 24 49’ 47.5” N, 111 13’ 09.5” W.
21. Arroyo San Luis en rancho Las Cuedas. 24° 53’ 59.4” N, 111° 14’ 58.7” W.
22. Arroyo San Luis en Misión de San Luis Gonzaga. 24° 54’ 34.8” N, 111° 17’ 21.5” W.
23. Arroyo Bebelamas en Poza de la Caguama [rancho San Antonio de la Montaña]. 24 57’ 33.8” N, 111 19’ 21.1” W.
24. Arroyo Bebelamas en rancho El Frijolito [= El Frijol]. 24° 57’ 29.0” N, 111° 19’ 06.0” W.
25. Arroyo Bebelamas en rancho San Lucas (Poza Honda). 24° 57’ 44.6” N, 111° 20’ 17.9” W.
26. Arroyo San Luis en Presa Higuajil. 24° 58’ 22.7” N, 111° 23’ 37.2” W.
27. Arroyo San Javier (presa y manantial) en Misión de San [Francisco] Javier. 25° 52’ 07.0” N, 111° 32’ 49.0” W.
28. Arroyo La Zorra camino a San Javier (2 km arriba de rancho Las Parras). 25° 57’ 20.2” N, 111° 31’ 06.8” W.

29. Arroyo San Javier en rancho Viejo. 25º 56' 30.3" N, 111º 32' 05.1" W.
30. Arroyo San Javier en El Carrizal (entre los ranchos Los Hornos y Chula Vista). 25º 52' 31.0" N, 111º 32' 38.5" W.
31. Arroyo La Tasajera entre Canipolé y Uña de Gato, Loreto. 26° 20' 46.1" N, 111° 47' 12.5" W. [lecho seco].
32. Arroyo Comondú en San Miguel de Comondú. 26° 01' 57.6" N, 111° 49' 58.3" W.
33. Arroyo Comondú en San José de Comondú. 26° 03' 32.4" N, 111° 49' 29.3" W.
34. Arroyo La Purísima en San Isidro. 26º 12' 29.4" N, 112º 02' 26.6" W.
35. Arroyo La Purísima en el vado del camino La Purísima-San Juanico. 26° 09' 32.2" N, 112° 07' 42.2" W.
36. Arroyo La Purísima en La Purísima. 26° 10' 58.7" N, 112° 05' 18.5" W.
37. Arroyo La Purísima en Carambuche [= Cuba]. 26° 12' 58.6" N, 112° 01' 12.9" W.
38. Arroyo La Purísima en presa de Carambuche. 26º 14'19.8" N, 112º 00' 03.6" W.
39. Arroyo La Purísima en Ojo de Agua. 26º 19' 24.2" N, 111º 59' 09.7" W.
40. Arroyo La Purísima Vieja en La Purísima Vieja. 26º 18' 39.9" N, 112º 09' 43.8" W.
41. Arroyo La Purísma Vieja en Paso Hondo. 26º 20' 08.2" N, 112º 09' 48.2" W.
42. Arroyo San Martín en rancho La Vinorama, entre ranchos El Tule y Martín. 26° 38' 14" N, 112° 17' 27" W.
43. Río Mulegé entre el puente y la desembocadura. 26° 53' 54' N, 111° 57' 58' W.
44. Ojo de agua del Río Mulegé (represo). 25º 53' 12.5" N, 111º 59' 12.1" W.
45. Arroyo Boca de Magdalena en San José de Magdalena. 27° 04' 08.7" N, 112° 12' 07.9" W.
46. Oasis San Ignacio en manantial. 27° 17' 48.3" N, 112° 52' 55.1" W.
47. Arroyo San Ignacio en El Tizón. 27º 17' 53.2" N, 112º 53' 12.3" W.
48. Arroyo San Ignacio en Lake Side. 27º 17' 56.0" N, 112º 53' 39.0" W.
49. Arroyo San Ignacio en puente. 27º 17' 51.3" N, 112º 53' 50.8" W.
50. Arroyo San Ignacio en Rice and Beans. 27º 17' 52.1" N, 112º 54' 17.6" W.
51. Arroyo San Ignacio en Poza Larga. 27º 16' 26.1" N, 112º 54' 46.5" W.
52. Arroyo San Ignacio en Los Estribos. 27º 15' 40.2" N, 112º 55' 40.9" W.
53. Arroyo San Ignacio en Poza Roberts. 27º 14' 43.6" N, 112º 57' 31.6" W.
54. Arroyo San Ignacio en Los Corralitos. 27º 13' 01.9" N, 112º 59' 16.9" W.
55. Arroyo San Ignacio en paso Los Pinos. 27º 12' 37.3" N, 112º 59' 54.8" W.
56. Arroyo San Ignacio en San Sabas. 27º 11' 51.8" N, 113º 00' 09.3" W.
57. Arroyo San Joaquín en San Zacarías. 27° 08' N, 112° 54' W.
58. Arroyo San Joaquín en El Sauzal. 27° 10' N, 112° 52' W.
59. Arroyo San Joaquín en San Joaquín. 27° 11' N, 112° 51' W.
60. Arroyo San Gregorio en rancho San Gregorio, Sierra San Francisco. 27° 40' 35.5" N, 113° 01' 02.8" W.

Sonora

1. Ejido Flor del Desierto en Ciénega Santa Clara. 32º 02' 05.4" N, 114º 51' 26.1" W.
2. Arroyo Agua Dulce tributario de Sonoyta, Reserva el Pinacate. 31º56'54"N, 113 03' 13.25"W.
3. Canal WeltonMohawk (= Sánchez Taboada), *ca.* desemboque a la ciénaga. 32° 3' 29.3" N; 114° 47.1" W.
4. Estación El Doctor en Ciénaga Santa Clara. 31° 56' 44.7" N; 114°44' 46.6" W
5. Ejido Luis Encinas Johnson en Ciénega de Santa Clara. 32º02'50.4" N, 114˚ 54' 28.3" W.
6. 2 Km al norte de la parte terminal del canal Welton-Mohawk. 32º 7' N, 114º 55' W.
7. 3 Km al SE del ojo de agua El Doctor. 31º 56' N, 114º 44' W.
8. 5 Km al S del ojo de agua El Doctor. 31º 56' N, 114º 44' W.
9. 5 Km al N del poblado El Doctor. 31º 52' N, 114º 40' W.
10. Río Colorado, 15 km al W de San Luis Río Colorado. 32º 27' N, 114º 56' W.
11. Rancho El Campito (ojo de agua), 20 km al N del poblado Golfo de Santa Clara. 31º 55' N, 114º 43' W.



12. Zonas de inundación adyacentes al costado sur del Canal Welton-Mohawk. 32º , 3' 29.3" N, 114 º 53' 47.1" W.
13. 1 km al N de Mesa Rica en el Canal Welton-Mohawk. 31º 50' N, 114º 47' W.
14. Laguna del Indio, dren de lavado de tierras al SW del ejido Luis Encinas Johnson. 31º 58' 17.84" N, 115º 0' 0" W.
15. Río Sonoyta al cruce del camino con el río cerca de La Nariz. 31º 40' N, 112º 27' W.
16. Río Sonoyta, tanque sobre el camino Sonoyta-Cuauhtemoc. 31º 42' N, 112º 24' W.
17. Río Sonoyta en El Paso del Indio. 31º 46' N. 112º 43' W.
18. Río Sonoyta al N de Sonoyta, sobre el cauce del río. 31º 52' N, 112º 49' W.
19. Río Sonoyta en el ejido Josefa Ortíz de Domínguez. 31º 54' N, 112º 58' W.
20. Río Sonoyta 2 km al SW de Quitobaquito. 31º 56' N, 113º 2' W.
21. Río Sonoyta 5 km al sur de la carretera Sonoyta-San Luis Río Colorado. 31º 57' N, 113º 7' W.
22. Los Vidrios Viejos, represo de derivación del río Sonoyta. 31º 51' N, 113º 13' W.
23. Río Sonoyta en rancho Guadalupe Victoria. 31º 55' N, 113º 7' W.
24. Ciénega de Quitovac. 31º 30' N, 112º 45' W.
25. Río Sonoyta al N del poblado de Sonoyta. 31º 52' N, 112º 49' W.
26. Río Magdalena 1 km al E de Arituaba. 32º 4' N, 114º 55' W.
27. Río Altar a las orillas de Tubutama. 30º 56' 3" N, 111º 27' 47" W.
28. Río Mambuto en La Cieneguita. 31º 3' N, 110º 53' W.
29. La Ciénega por la carretera Saric-Nogales. 31º 12' 31" 110º 9' 9' W.
30. Río Magdalena, Ciénega La Providencia. 30º 52' 58" N, 110º 51' 31" W.
31. Río Altar en la presa Cuauthemoc. 30º 52' N, 109º 30' W.
32. Río San Pedro en San Pedro Palominas. 31º 14' 14.4" N, 110º 11' 23.3" W.
33. Río San Pedro al cruce con el camino a San Pedro Palominas. 31º 14' 13" N, 110º 11' 22.7" W.
34. Arroyo San Rafael al cruce con el camino Cananea-Ejido José María Morelos. 31º 11' 1.1" N, 110º 12' 59" W.
35. Arroyo Las Nutrias al cruce con el camino Cananea-Los Fresnos. 31º 12' 36" N, 110º 20' 1.9" W.
36. Arroyo Villa Verde bajo el represo de Villa Verde. 31º 4' N, 110º 47´W.
37. Arroyo El Sauz, en el camino cerca del ferrocarril. 31º 8' N, 110º 3' W.
38. Río San Pedro en la línea fronteriza con E.U.A. 31º 19' N, 110º 8' W.
39. Río Santo Domingo 1.5 km al S del Cajón de La Brisca. 30º 23' 39" N, 110º 33' 38" W.
40. Río Sonora 1 km al S de Sinoquipe. 30º 9' N, 110º 14' W.
41. Ciénega Saracachi 3 km al W de Saracachi. 30º 21' N, 110º 35' W.
42. Río Mátape en escurrimiento de la presa I. Alatorre. 28º 25' 30" N, 110º 25' 20" W.
43. Río Mátape en el puente de la carretera 16 en San José de Pimas. 28º 43' 10" N, 110º 20' 50" W.
44. Río Yaqui en vado camino al Vicam. 27º 35' N, 110º 19' W.
45. Estanque del Centro Piscícola de Cajeme-río Yaqui. 27º 37' N, 109º 53' W.
46. Arroyo La Matanza 19 km al S de El Porvenir. 27º 56' N, 109º 55' W.
47. Río Yaqui en puente de la carretera Guaymas-Cajeme. 27º 34' N, 110º 3' W.
48. Río Yaqui en laguna Encantada 20 km al S de la presa Oviachic. 27º 44' N, 109º 52' W.
49. Río Yaqui en Agua Caliente. 28º 8' N, 110º 43' W.
50. Río Yaqui en Río Chico. 28º 18' N, 109º 29' W.
51. Río Yaqui en Tónichi. 28º 37' N, 109º 35' W.
52. Arroyo Rebeico en Rebeico. 28º 53' N, 109º 45' W.
53. Río Sahuaripa 5 km al S de Sahuaripa. 28º 58' N, 109º 12' W.
54. Río Yaqui cerca del puente en la carretera Bacanora-Sahuaripa. 28º 45' N, 109º 37' W.
55. Río Sahuaripa en Cajón de Onapa. 28º 45' N, 109º 8' W.
56. Arroyo Bacanora en Bacanora. 28º 55' N, 109º 24' W.
57. Río Yaqui en Soyopa. 28º 50' N, 109º 45' W.
58. Río Yaqui al cruce con carretera Hermosillo-Tónichi. 28º 35' N, 109º 35' W.
59. Río Yaqui en Onavas. 28º 23' N, 109º 30' W.
60. Río Yaqui en La Dura. 28º 20' N, 109º 30' W.
61. Río Yaqui en río Chico. 28º 18' N, 109º 29' W.
62. Río Chico en Movas. 28º 10' N, 109º 27' W.
63. Arroyo Mulatos al N de Mulatos. 28º 41' 0" N,108º 44' 35" W.
64. Arroyo Mulatos en la unión con el río Mulatos. 28º 40' 33" N, 108º 44' 6.7" W.

65. Arroyo Mulatos en su unión con el arroyo El Cajoncito. 28° 40' 24" N, 108° 44' 48.3" W.
66. Río Yaqui en el camino Sahuaripa-Badesi. 29° 20' N, 109° 15' W.
67. Río Yaqui 2 km al N de Buenavista. 29° 24' N, 109° 15' W.
68. Río Sahauripa al cruce con camino Sahuaripa-rancho Batacomachi. 29° 10' 30" N, 109° 15' 30" W.
69. Río Moctezuma en La Pasmada. 29° 47' N, 109° 41' W.
70. Río Moctezuma en La Pasmada. 29° 47' N, 109° 40' W.
71. Presa Plutarco Elías Calles en Nuevo Tepupa. 29° 10' N, 109° 41' W.
72. Río Yaqui 2 km al S de Badesi. 29° 19' N, 109° 14' W.
73. Río Aros 3 km al S de Natora. 29° 1' N, 108° 45' W.
74. Río Bavispe en Bacerac. 30° 22' N, 108° 58' W.
75. Río Bavispe a la salida de San Miguelito. 30° 29' N, 108° 58' W.
76. Río Bavispe 5 km al NE de Cobora. 30° 12' N, 108° 52' W.
77. Río Bavispe 2 km al SW de Colonia Morelos. 30° 50' N, 109° 12' W.
78. Represo entre campos de cultivo 7 km al NW de Esqueda. 30° 47' N, 109° 36' W.
79. Río Batepito en El Rusbayo. 30° 55' N, 109° 18' W.
80. Arroyo San Bernardino al N del puente de la carretera Agua Prieta-Janos. 31° 20' N, 109° 17' W.
81. Arroyo San Bernardino en la línea fronteriza con E.U.A. 31° 20' N, 109° 15' W.
82. Arroyo Los Cedros en el vado de Tepahui. 27° 26' N, 109° 15' W.
83. Río Mayo en Citavaro. 26° 55' N, 109° 45' W.
84. Río Mayo en Bacobampo. 27° 0' N, 109° 40' W.
85. Río Mayo en al cruce con la carretera Navojoa-Obregón. 27° 7' N, 109° 28' W.
86. Río Mayo en Navojoa. 27° 7' N, 109° 27' W.
87. Arroyo El Tabelo en El Tabelo. 27° 8' N, 108° 57' W.
88. Arroyo Grande en El Tabelo. 27° 10' N, 108° 57' W.
89. Río Mayo 5 km al S de Camoa. 27° 11' N, 109° 20' W.
90. Río Mayo en Barrio Cantua. 27° 12' N, 109° 5' W.
91. Arroyo Techobampo en el vado. 27° 18' N, 108° 53' W.
92. Río Mayo entre Vadocuate y Macoyahui. 27° 20' N, 108° 55' W.
93. Arroyo Cerro Prieto camino San Bernardo-Mesa Colorada. 27° 26' N, 108° 51' W.
94. Arroyo Guajaray cerca de Guajaray. 27° 37' N, 108° 56' W.
95. Arroyo Cuchujaqui 7 km al S de Álamos. 26° 57' N, 108° 55' W.
96. Arroyo Cuchujaqui 15 km al S de Álamos. 26° 51' N, 108° 55' W.
97. Arroyo Cuchujaqui en Ranchería. 26° 40' N, 108° 55' W.
98. Arroyo Cuchujaqui en San Vicente. 26° 45' N, 108° 55' W.
99. Arroyo Cuchujaqui cerca de Ranchería. 26° 53' N, 108° 55' W.

Sinaloa

1. Río Presidio en Los Humayes. 23° 35' 50.67" N, 106° 06'45.28"W.
2. Río Presidio en Copales. 23° 35' N, 106° 08' W.
3. Río Presido en Las Iguanas. 23° 32' N, 106° 11' W
4. Río Presidio en presa Picachos. 23° 28' N, 106° 12' W.
5. Río Presidio en El Recodo. 23° 24' N, 106° 12' W.
6. Río Presidio en derivadora Siqueros. 23° 20' N, 106° 14' W.
7. Río Presido en El Walamo. 23°08'29.22" N, 106°15'12.48"W.
8. Río Presidio en Barrón-Ostial. 23°06'29.75" N, 106°16'17.83"W.
9. Río Presido en El Botadero. 23° 04' N, 106° 16' N.
10. Río Presidio en Las Garzas. 23°05'"N, 106°13" W.
11. Río Tamazula en Imala. 24° 51' N, 107° 13' W.
12. Río Culiacán en puente El Limoncito. 24° 45' N, 107° 43' W.
13. Río Culiacán en Iraguato. 24° 37' N, 107° 39' W.
14. Río San Lorenzo en Puente Tabala. 24° 26' N, 107° 05' W.
15. Río Humaya en Palos Blancos. 24° 55' N, 107° 23' W.



16. Río Sinaloa en derivadora Sinaloa de Leyva. 25º 58' 50.8" N, 108º 13'46.3" W.
17. Río Sinaloa debajo de León Fonseca. 25º 42'47.7" N, 108º 20' 17.5" W.
18. Río Fuerte en la Bocatoma. 26º 04' 15.2" N, 108º 47' 05.6" W.
19. Río Fuerte debajo cortina derivadora Cahuinahua-Charay. 26º 02' 33.2" N, 108º 50'25.7" W.
20. Río Fuerte *ca*. Nuevo San Miguel. 25º 57' 24.7" N, 109º 03' 33.0" W.
21. Río Fuerte en San Miguel Zapotitlán. 25º 57' 20.4" N, 109º 03' 17.5" W.
22. Río Piaxtla en Cajón del Piaxtla. 23º 53' 07.0" N, 106º 37' 14.1" W.
23. Arroyo Los Barriles debajo de puente. 24º 03' 35.7" N, 106º 48' 04.3" W.
24. Río San Lorenzo en derivadora San Lorenzo. 24º 26' 14.7" N, 107º 06' 57.4" W.
25. Presa José López Portillo "Comedero", Cosalá. 24º 34' N, 106º 46' W.



23 PECES INVASORES EN EL NORESTE DE MÉXICO

María de Lourdes Lozano Vilano* y María Elena García Ramírez

* Autor para recibir correspondencia: <maria.lozanovl@uanl.edu.mx>

Lozano, M.L. y M.E. García. 2014. Peces invasores en el noreste de México, en R. Mendoza y P. Koleff (coords.), *Especies acuáticas invasoras en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, pp. 401-412.

RESUMEN

La gran diversidad de fauna íctica nativa de los estados de Chihuahua, Coahuila, Nuevo León y Tamaulipas se encuentra presionada por la sequía, seguida de la contaminación de los ambientes acuáticos por el hombre, los desechos industriales, agroquímicos y urbanos, además de la introducción de peces exóticos. En la región noreste de México existen cinco especies ampliamente distribuidas: *Carassius auratus* (carpa dorada), especie de ornato originaria de Asia, reportada en Chihuahua y Coahuila, con el impacto de su presencia ligado a la disminución de especies nativas; *Cyprinus carpio* (carpa común), especie de origen asiático y considerada como pez plaga, que ha causado fuertes cambios en los hábitats acuáticos; *Oreochromis aureus* (tilapia azul), y *Oreochromis mossambicus* (tilapia de Mozambique), ambas de origen africano, se encuentran establecidas en una gran cantidad de localidades donde compiten fuertemente con las especies nativas y las desplazan; entre éstas, *Chirostoma bartoni* (charal de la Caldera), especie en peligro del lago Cráter, e igualmente en la laguna de Chichancanab, Quintana Roo, con el género *Cyprinodon* (cachorritos). Recientemente se reportó en la presa Falcón *Pterygoplichthys disjunctivus* (pleco, pez diablo o limpia peceras) de origen amazónico y de uso ornamental.

ABSTRACT

The diversity of native fish fauna of the states of Chihuahua, Coahuila, Nuevo León, and Tamaulipas, is under threat by drought, followed by pollution in aquatic environments, industrial sewage, agricultural and urban chemical waste, coupled with the introduction of exotic fish. In the Northeast of Mexico there are four widespread species: Carassius auratus *(Goldfish), an ornamental species native to Asia, reported in Chihuahua and Coahuila, whose presence has been linked to the decline of native species;* Cyprinus carpio *(Common Carp) is an Asian species considered a pest, causing noticeable changes in aquatic habitats;* Oreochromis aureus *(Blue Tilapia) and* Oreochromis mossambicus *(Mozambique Tilapia), both of African origin, are established in several sites strongly competing with and displacing native species; among these is* Chirostoma bartoni *(Alberca Silverside) an endangered species in Crater Lake; in the Laguna de Chichancanab, Quintana Roo, they are also competing with the genus* Cyprinodon*. Recently,* Pterygoplichthys disjunctivus *(Vermiculated Sailfin Catfish/Radiated), an originally Amazonian species that has ornamental use, was reported in the Falcon Dam.*

INTRODUCCIÓN

La región noreste de México forma parte del desierto Chihuahuense, que ha sido considerado, de acuerdo con el análisis de su biodiversidad, como una de las regiones áridas más importantes del planeta. Esta región se encuentra enmarcada por las montañas Rocosas, la Sierra Madre Occidental y la Sierra Madre Oriental; se extiende desde el sur de Texas, Nuevo México y Arizona hasta la meseta central mexicana. Cubre casi un tercio de la República mexicana, en partes de los estados tomados en cuenta para este trabajo: Chihuahua, Coahuila, Nuevo León y Tamaulipas; esta zona es rica en fauna íctica nativa pero se encuentra fuertemente presionada debido a que la captación de agua en esta región es escasa y las sequías se tornan recurrentes; aunado a esto, la contaminación antropogénica de los ambientes acuáticos, ya sea en forma directa por desechos urbanos, industriales y agroquímicos, o indirectamente por lixiviación del suelo, todo lo cual va a dar directamente al agua, y la introducción de especies exóticas, que por lo general tienen pocos requerimientos de vida, son agresivas y de rápida reproducción, lo que ayuda a que se distribuyan amplia y rápidamente, ocasionando así problemas serios a la ictiofauna nativa o endémica.

Las especies exóticas como las carpas *Cyprinus carpio* y *Carassius auratus,* por su biología y sus hábitos alimentarios, ocasionan aumento en la turbidez del agua y crecimiento de algas verdes, mientras que las especies nativas generalmente requieren aguas claras y corredizas; además, la presencia de *C. auratus,* que se alimenta de huevos, larvas y peces nativos, provoca la disminución de las poblaciones nativas; algo similar ocurre con las tilapias, que al anidar mueven el fondo formando nidos circulares y causan el mismo efecto de turbidez en el agua.

Las comunidades de peces del río Bravo y sus afluentes, en este caso el Conchos, han estado sujetas a cambios bien definidos y observados desde 1953; desde entonces y a lo largo de los años, gracias a los monitoreos, se ha encontrado que una de las causas de desplazamiento o desaparición de especies es la presencia de especies exóticas, entre ellas *C. auratus*, *C. carpio* y *Oreochromis aureus;* de la misma forma, los estados de Coahuila y Nuevo León presentan una ictiofauna de por lo menos 30 y 55 especies nativas, respectivamente, y en expediciones recientes se ha visto que muchas de las localidades presentan pobreza en cuanto a número de especies e individuos por especie, en parte por la presencia de las especies exóticas; se sabe que las causas de amenaza a la biodiversidad y la extinción de especies han sido pérdida de agua, contaminación, alteración de hábitats acuáticos e introducción de especies exóticas; al igual que en diferentes localidades de Tamaulipas, en las que se han detectado cambios en las comunidades endémicas con pérdidas locales, como en la presa Vicente Guerrero, donde la presencia de las tilapias contribuyó a la pérdida de especies locales de importancia comercial, además de que la presencia de *C. carpio, O. aureus, O. mossambicus* ha puesto a las especies nativas y endémicas en un bajo número de individuos, sin contar con que ya se obtuvieron ejemplares del pleco o pez diablo (*Pterygoplichthys disjunctivus*) en la presa Falcón, lo que puede llevar a un rápido deterioro de las paredes de las presas por los nidos de estos peces y el detrimento de la calidad del agua en el proceso, que pone en riesgo la supervivencia de las especies de peces que ahí se encuentran.

MATERIAL Y MÉTODOS

La información contenida en este estudio está basada en ejemplares que se encuentran depositados en la Colección Ictiológica de la Facultad de Ciencias Biológicas de la Universidad Autónoma de Nuevo León, específicamente de los estados de Chihuahua, Coahuila, Nuevo León y Tamaulipas.

Los peces fueron capturados con diferentes artes de pesca, como redes de tipo chinchorro de 3 y 6 m de longitud y 1.80 m de altura, chinchorros de bolsa de 10 m de longitud por 1.80 de alto y 1/16" de luz de malla, agalleras de 30 m largo por 2 m de alto con 3" de luz de malla, redes experimentales de 30 m de largo por 2 m de alto y ½, 1½ y 2" de luz de malla, atarrayas, trampas del tipo sardinera, anzuelos, arpones y equipo de electropesca marca LR-24 Smith-Root Inc.®

Los registros para el noreste de México aparecen en el cuadro 1 por especie, con el siguiente formato: número de catálogo con las siglas UANL (de acuerdo con Levitón *et al.*, 1985); entre paréntesis, el número de ejemplares, dos puntos, y enseguida las medidas de mínimo y máximo por lote en milímetros de longitud, patrón y la localidad.

El material biológico ha sido fijado en formol al 10% para su transportación al laboratorio, en donde,

Cuadro 1. **Registros de los peces exóticos del noreste de México (véanse detalles en la sección "Material y métodos")**

Especie (nombre común en español/inglés)	*Estado*	*Registros*
Carassius auratus carpa dorada / Goldfish	Chihuahua	UANL 2159 (1:42.1); UANL 7114 (8:56.7-152.7) río San Pedro en Meoqui, cuenca del Conchos, río Bravo; UANL 2218:(1:15.6) río Casas Grandes junto a Casas Grandes, cuenca del Casas Grandes; UANL 2244 (33:33.4-66.0) río San Pedro en Meoqui, río Conchos-río Bravo.
	Coahuila	UANL 803 (1:40.3) Parque el Chorro 22 km al ESE de Santiago Carr. 80, río San Juan-río Bravo; UANL 1067 (12:33.9-91.5) tanque de la hacienda al SE de Parras, cuenca del interior; UANL 1079 (10:34.0-73.7); UANL 1083 (10:46.9-74.6) tanque de Zapata, 1.7 km al SE Parras, cuenca del interior; UANL 6160 (1:115.5) tanque de la Luz al SW de Parras, cuenca del interior.
Cyprinus carpio carpa común / Common Carp	Chihuahua	UANL 517 (11:34.5-73.6) río Conchos 3.4 km al NW de Camargo, Carr. 45, cuenca del río Conchos-río Bravo; UANL 526 (1:26.7) río en Meoqui, Carr. 45, cuenca del río Conchos-río Bravo; UANL 1973 (12:51.8-72.3) río Conchos en Camargo (Santa Rosalía); UANL 2243 (122:55.3-87.5);UANL 5552 (3:77.1-78.2) río San Pedro en Meoqui; UANL 8343 (19:19.8-65) tributario del Casas Grandes, al NE de la Ascensión, km 160.9 Carr. 2; UANL 5567 (11:64-83.5) río Chuviscar en San Diego; UANL 5630 (2:20.4-128) 2 río Bravo, 3 km al N del Porvenir; UANL 5670 (2:109-119) río Conchos, 1 km al E de Saucillo; UANL 6827(12:38.8-66.9) río Bravo, ½ km al NW del puente de Presidio; UANL 6853 (1:41.4) río Conchos, a 500 m al E de la Carr. 16 (a Chihuahua); UANL 6901 (5:47.5-111.4) río Conchos en San Pedro (camino de terracería que va a Coyame); UANL 7017 (2:74-201) río Santa Isabel, km 17.5 de la Carr. a Satevó; UANL 19881 (1:168.2) río Santa Isabel, en el km 17.5 de la Carr. Satevó; UANL 7116 (39:53.2-118) río Florido en Saucillo; UANL 8318 (43:18.4-40) presa 9.7 km SW de Flores Magón, tributario del río Casas Grandes 1 km al NE de la Ascensión y km 160.9 la Carr. 2; UANL 8345 (2:66.3-66.7) río Janos junto a colonia México; UANL 9284 (3:64.1-86.3); UANL 16381 (1:155.6) río Florido en Villa López; UANL 16228 (2:21-22.5) río Conchos abajo de La Esperanza; UANL 16263 (6:16.7-27.7); UANL 16445 (2:24.8-27.3) desembocadura del Conchos; UANL 16390 (8:24.2-20.9) río Florido, rumbo a Ojo Caliente; UANL 16467 (1:87.6) Cuchillo Parado; UANL 16475: (1:36.9) río Conchos en Potrero; UANL 16484 (5:17.6-30.7) río Chuviscar en Aldama; UANL 16488 (3:92.2-127.1) arroyo de San Diego de Alcalá; UANL 16496 (1:22) río San Pedro Conchos; UANL 16522 (4:98.6-147.7) río Conchos en Saucillo; UANL 16532 (1:83.6) Ojo Caliente; UANL 18492 (2:60-60.1) manantial en presa Foglio L. Miramontes (Pegüis); UANL 18943 (7:34-145) río Conchos abajo de la presa Luis León (El Granero); UANL 18970 (2:35-115) río Conchos en Julimes; UANL 19019 (1:146) río Conchos en Balleza; UANL 19710 (8:39.7-64.6) río Conchos en Las Juntas, en el río Bravo, Ojinaga; UANL 19085 (1:220) un km arriba de Las Juntas, río Conchos-río Bravo; UANL 19749 (3:57.1-44.3) río Chuviscar en Aldama.
	Coahuila	UANL 604 (1:67.2) manantial y canal en el 1.3 km SE de Parras; UANL 1074 (1:101.2) Baños del Centenario Parras; UANL 1079 (1:101.2) tanque de Zapote 1.1 km al SE de Parras; UANL 8413 (1:440) río Salado en Don Martín; UANL 14831 (1:160) presa Don Martín; UANL 18407(1:271) río Sabinas en Juárez; UANL 18417 (1:265) río Sabinas en la Almendrilla; UANL 18426 (2:230-250) río Sabinas en Rumania; UANL 18606 (3:64.3-85.3) río Rodríguez en el Remolino.
	Nuevo León	UANL 4132 (1:133) río Álamo en la desembocadura al Bravo, 5.2 km al E de Cd. Mier; UANL 4265 (2:172-195) río Álamo en Parás, 300 m de la plaza principal Carr. Agualeguas; UANL 4484 (1:92.1) río San Juan en el Salto, 6 km al NE de los Aldama; UANL 8084 (2:16.5-26) río Salado en la Laja; UANL 8101 (1:14.8) río Salado en el Sifón de Villanueva; UANL 8118 (3:124-129) río Salado bajo puente de Anáhuac; UANL 8176 (1:195) río Salado en la Gloria, aprox. 300 m E de Cementerio; UANL 11249 (2:31.9-31.9) río Salado en paso las Tablas en la Gloria; UANL 11521 (1) El Salto, 6 km al E de Los Aldamas; UANL 14472 (Huesos) presa Cerro Prieto; UANL 17349 (11:25.1-41.9) río Santa Catarina en vado del camino a San Juan las Trancas; UANL 17373 (2:44.2-45.1) río Santa Catarina en puente; UANL 20273 (2:138-147) río Salinas, San Juan.
	Tamaulipas	UANL 248 (1:93.4) canal de riego 34 km al SW de Matamoros, Carr. 101; UANL 970 (1:72.4) presa Marte R. Gómez, aprox. 1 milla al W de San Pedro, Comales; UANL 1443 (1:161); UANL 1725 (1:24.1); UANL 1737 (3:22.1-44.3); UANL 2317 (2:219-230) todos de la presa Marte R. Gómez, 6 km al NNW de Comales; UANL 3918 (1:280); UANL 4034 (2:64.9-91.9); UANL 4244 (1:215) río Álamo en el Paso de las Blancas, 9.4 km al W de Cd. Mier; UANL 4044 (9:79.4-56.2); UANL 4251 (2:196-202) río Álamo en el paso de las Ancuas, 26 km al W de Cd. Mier, 350 m al S de las Auras; UANL 4132 (1:177) río Álamo en la desembocadura al Bravo, 5.2 km al E de Cd. Mier; UANL 4144 (1:130.2) río Álamo en Cd. Mier; UANL 6688 (2:102.2-130) canal en Forlón, 1 km al S de estación Forlón; UANL 11288 (1) río Salado en Puente Rivereño; UANL 8975 (34:51.3-83.3) río Salado en La Resaca; UANL 8992 (5:52.8-234) río Salado en Los Olmos; UANL 11798 (3:50-57) acequia 2.5 km al N de Camargo; UANL 15066 (1:83.1) laguna los Marranos; UANL 15082 (3:96.8-189) rancho el Refugio.

Cuadro 1. [*continúa*]

Especie (nombre común en español/inglés)	*Estado*	*Registros*
Oreochromis aureus tilapia, tilapia azul/ Blue Tilapia	Chihuahua	UANL 18461 (4:22.2-37.7) río San Pedro debajo de la cortina de la presa Las Vírgenes, Francisco I. Madero; UANL 18898 (1:24) Ojinaga, río Conchos-río Bravo; UANL 18909 (1:34) río Conchos en Cuchillo Parado; UANL 18964 (1:32) río Conchos arriba de la presa Luis León (El Granero); UANL 18974 (3:18-65) río Conchos en Julimes; UANL 18451 (18:43.5-150.9); UANL 18983 (1:23-64) río Conchos en San Pedro Meoqui; UANL 19137 (1:55.6) río Conchos ,1.4 km al N de Saucillo; UANL 21069 (2:54.9-62.5) río Conchos, 3 km al E de las Varas.
	Coahuila	UANL 8097 (2:64.3-81.3) río Salado en La Laja; UANL 9237 (3:30.4-165.6) río Sabinas en el rancho El Árabe, S de la Cd. de Sabinas; UANL 9114 (1: 124.5) río Los Álamos, Carr. Nueva Rosita-Melchor Múzquiz; UANL 9265 (4:49.6-60.9); UANL 9114 (1: 124.5) río Los Álamos, Carr. Nueva Rosita-Melchor Múzquiz; UANL 9265 (4:49.6-60.9) presa Venustiano Carranza (Don Martín); UANL 9098 (1:59.9) Las Adjuntas, Carr. Sabinas-Nueva Rosita al NE de Sabinas, rumbo a la Hacienda de Stanford; UANL 9098 (1:59.9) Las Adjuntas, Carr. Sabinas-Nueva Rosita al NE de Sabinas, rumbo a la Hacienda de Stanford; UANL 16773 (1:135) río Bravo en Piedras Negras; UANL 18330 (1:27.2) parque el Consuelo; UANL 18337 (8:35.5-59.6) arroyo el Jaralito en Santa María; UANL 18345 (24:31-52.3) adjuntas de los ríos Los Álamos y San Juan, en San José de Cloete; UANL 18355 (1:23.8) río Álamos en Nueva Rosita (El Paso del Coyote); UANL 18373 (6:28.2-38.2) río Álamos; UANL 18381 (17:46.8-1447) Arroyo Blanco en vado por Carr. Don Martín en río Blanco; UANL 18393 (18:21.2-56.8) río Sabinas en Parque Ecológico Gpe. Victoria; UANL: 18401 (2:30.4-33.6) río Sabinas en Sabinas en puente del ferrocarril; UANL 18413 (2:47.9-51.3) río Sabinas en Juárez; UANL 18434 (10:43.2-71.1) río Sabinas en Rumania; UANL 18445 (17:24.8-48.2) río Salado en Mexiquito, Progreso; UANL 18581 (1:51) acequia de Nava; UANL 18614 (1:54.7) río Rodríguez en Remolino; UANL 15042 (8:31.9-164) balneario Niño Fidencio; UANL 15320 (18:73.5-119.6); UANL 15362 (490: 25.8-120); UANL 15402 (62:35.2-115.5) La Tía Tecla, Cuatrociénegas.
	Nuevo León	UANL 3867 (1:174) río Álamo en el rancho La Soledad, 39.5 km al E de Sabinas; UANL 4577 (2:50.8-99); UANL 4658 (4:38.4-46.4) adjuntas de los ríos Ramos y San Juan, en estación San Juan, a 28 km al SE de Cadereyta; UANL 4592 (1:32.2); UANL (5:35.8-93.3); UANL 5361 (1:77.5) río San Juan en el Ejido el Porvenir, 7 km al SE de Cadereyta; UANL 4685 (1:84.1); UANL 4763 (14:58.8-91); UANL 4906 (2:123-125); UANL 5383 (1:100.6) río San Juan en estación Bravo, a 10 km al N en las afueras de General Bravo; UANL 4554 (4:23.2-69.2); UANL 4786 (4:61.9-89.8); UANL 4492 (11:29.5-55); UANL 4631 (24:56.8-87.9); UANL 4700 (4:53.2-81); UANL 4988 (1:84.2); UANL 5155 (10:64.9-91.4); UANL 5402 (8:14.9-108); UANL 5249 (14:19.8-68.6); UANL 5327 (27: 27.8-60.7) río San Juan en El Salto, 6 km al NE de Los Aldamas; UANL 4619 (3:55.2-82.5); UANL 4771 (11:30.1-94.1); UANL 5140 (1:150.6); UANL 5313 (4:34.8-40.9) adjuntas de los ríos Pesquería y San Juan en el rancho Las Adjuntas, 2.6 km al S de Dr. Coss; UANL 4559 (107:15.9-34.8); UANL 4706 (1:36); UANL 5254 (6:29.9-33.3); UANL 5331 (95:14.4-32.1); UANL 5408 (5:33.7-43.6) cañón La Boca,1 km después de la cortina de la presa La Boca, Villa de Santiago, 32 km al SE de Monterrey; UANL 5212 (2:24.8-32.1) represa Las Lajas, 6 km al NE de China; UANL 5416 (6:38.4-46.4) río Santa Catarina en Ejido Los Guerra (frente a PEMEX) 6 km al SE de Cadereyta; UANL 8130 (3:24.6-34); UANL 8164 (24.8-43.5); UANL 8484 (4:50.9-84.1); UANL 8685 (7:46.5-133.9) río Salado bajo Puente Cd. Anáhuac; UANL 8675 (1:99.8) río Salado en Rancho Pérez; UANL 9021 (1:45.4) río Salado, 3.4 km de Rodríguez; UANL 17358 (7:51-215) río Santa Catarina en vado camino San Juan Las Trancas; UANL 17369 (1:86.6) adjuntas río Santa Catarina-río San Juan; UANL 20175 (1:44.4) río debajo de la cortina en presa La Boca; UANL 20187 (6:39-54.9) río San Juan, 2.5 km debajo de la cortina; UANL 20279 (29:39-54.9) río Salinas y río San Juan; UANL 20286 (2:93.8-112) río en la entrada de Ciénega de Flores; UANL 20295 (5:27.7-90.6) La Peñita en Ciénega de Flores. 2.3 km al NE.
	Tamaulipas	UANL 4183 (2:104.1-113) río Álamo en la desembocadura del Bravo, 5.2 al km E de Cd. Mier; UANL 6115 (13:73.8-27.8) entronque ejido El Capote, Carr. 40; UANL 4093 (7: 71.9-81.9); UANL 4149 (4:77.8-99.1); UANL 4189 (4:85.2-93.9); UANL 4241 (9:89-96.8) río Álamo en Cd. Mier; UANL 6062 (34:9.8-35.4) río Bravo en Miguel Alemán; UANL 6159 (161:13.1-67.8) río Bravo en Miguel Alemán; UANL 8988 (11: 43.8-57.1) río Salado en la Resaca; UANL 11214 (20:9-39.1); UANL 11757 (16:54.1-204) presa Marte R. Gómez, 300 m a caseta de bombas; UANL 13240 (1:92.2) río Soto la Marina debajo de la presa Vicente Guerrero; UANL 15062 (3: 85.1-91) laguna La Paloma, rancho El Refugio; UANL 15076 (2:82-82.2) laguna Los Marranos, rancho El Refugio; UANL 15092 (3: 36.4-47.2) río Conchos en rancho El Refugio.

Cuadro 1. [*concluye*]

Especie (nombre común en español/inglés)	*Estado*	*Registros*
Oreochromis mossambicus tilapia de Mozambique / Mozambique Tilapia	Chihuahua	UANL 16257 (15:69.5 83.8) poza de San Diego de Alcalá; UANL 16506 (35:34.2-50) río San Pedro-Conchos; UANL (16512:38) El Orranteño; UANL 16090 (2:20.4-137); UANL 16482 (60:23.6-47.3) río Conchos en Potrero; UANL 16515 (8:34.9-207); UANL 19662 (4:17.9-38.6) río Conchos en Julimes; UANL 16519 (1:32.4) río Conchos en Torreón; UANL 16534 (3:24.3-29.4) río Conchos en Ojo Caliente; UANL 18495 (6:30.8-43.3) manantial en presa Foglio Miramontes (Pegüis); UANL 19140 (10:20.6-51.4); UANL 21017 (8:61.9-74.6) arroyo en Talamantes; UANL 19765 (2:130-152) arroyo San Pedro en Meoqui; UANL 21040 (16:28.6-74.5) río Satevó en puente Satevó; UANL 21078 (6:59.5-109.3) ojo de agua en Villa López; UANL 21081 (4:34.9-82.5) ojo de Hacienda Dolores
	Coahuila	UANL 9255 (8:22.6-47.6) río Sabinas en Villa Juárez, Carr. Sabinas-presa Don Martín; UANL 11203 (16: 13.8-28.7) río Salado en Puente Rivereño; UANL 11220 (1:16) río Salado en Rancho Mateño; UANL 11258 (10:17.7-61.9) río Salado en Paso las Tablas; UANL 11280 (9:17.4-47.4) río Salado en Puente la Laja; UANL 11297 (2:28.2-71.6) río Salado en Progreso; UANL 11231 (71:11.4-37.2) río Salado en rancho Cuchillo; UANL 16442 (1:147.6) río entre Carr. Palaú y Nva. Rosita; UANL 18673 (1:28.7) arroyo s/n tributario de San Diego a 1 km de La Muralla; UANL 18678 (14:25.1-59) arroyo La Muralla.
	Nuevo León	UANL 4482 (1:41) represa Las Lajas, 6 km al NE de China; UANL 8219 (2:29.8-32.9) río Salado en Las Peñas; UANL 4502 (14: 9-34.7); UANL 4861 (133.1); UANL 5331 (95:14.4-32.1) cañón La Boca; 1 km después de la cortina de la presa La Boca; 32 km al SE de Monterrey; UANL 5234 (3:21.1-26.5); UANL 5376 (1:71.1) represa Las Lajas, 6 km al NE de China; UANL 5392 (17:11.6-46.8) adjuntas de los ríos Pesquería y San Juan en el rancho Las Adjuntas, 2.6 km al S de Dr. Coss; UANL 6500 (3:54.3-66.4) presa La Boca 2.5 km de la cortina; UANL 8148 (15:20.8-48.6) río Salado en Rancho Pérez; UANL 8525 (1:50.8) río Salado en Rancho Santa María, Anáhuac; UANL 8685 (7:46.5-133.9) río Salado bajo Puente Cd. Anáhuac; UANL 11261 (18:12.1-33.2) río Salado, arroyo Locano.
	Tamaulipas	UANL 4031 (5:32.9-39.8) río Álamo, a 300 m al E de Cd. Mier; UANL 4041 (2:50.5-55.9) río Álamo en el Paso de las Blancas 9.4 km N de Cd. Mier; UANL 4063 (1:34.7) 300 m de Parás; UANL 6142 (2:17.8-29.2) río Bravo, 4 km al E de Díaz Ordaz; UANL 6134 (17:18.2-48.2) río Bravo en Parque Anzalduas; UANL 6030 (1:13.8) río Bravo, 1 km al E de Nuevo Progreso; UANL 6043 (1:14.9) río Bravo en parque Anzalduas; UANL 6052 (35:8.2-32.1) río Bravo, 4 km al E de Díaz Ordaz; UANL 6105 (210:21.9-58.6) río Bravo en Matamoros; UANL 6147 (2:32.1-33.3) río Bravo en boca del río San Juan.
Pterygoplichthys disjunctivus pleco, pez diablo, limpia peceras/ Vermiculated Sailfin Catfish, Radiated	Tamaulipas	UANL 19424 (2:230-285) presa Falcón.

después de siete días, fue lavado en agua corriente por 24 horas y posteriormente preservado en alcohol isopropílico al 50 por ciento.

RESULTADOS

En el cuadro 1 se presenta la información de los registros por estado de los peces exóticos en el noreste de México.

Orden Cypriniformes, familia Cyprinidae

Carassius auratus

La carpa dorada es originaria del este de Asia, China y regiones adyacentes, Japón, Corea (ISSG, 2010a; Nico *et al.*, 2012a). DeKay (1842) reporta que fue llevada a Estados Unidos desde Francia por Henry Robinson, del condado de Orange, Nueva York, en 1831 y 1832. Se reportó para el río Colorado por Minckley en 2002. Actualmente hay reportes para 48 estados de la Unión Americana (Nico *et al.*, 2012b; Fuller *et al.*, 1999). Fue introducida en Argentina a fines del siglo XIX (Colautti y Remes-Lenicov, 2001). También se ha reportado su introducción en Pakistán y otros 70 países (Khan *et al.*, 2011).

En México fue recolectada en el río Nazas, poblado de Santa Rita (Pérez-Ponce de León *et al.*, 2010), y en La Antigua, Veracruz (Mercado-Silva *et al.*, 2012).

De acuerdo con Moyle (1976) probablemente esta especie compite con las especies nativas por espacio y alimento, y Richardson *et al.* (1995) mencionan que son herbívoros bentónicos y que su comportamiento resulta en el aumento en la turbidez y disminución de la vegetación (Nico *et al.*, 2012a), lo que, a su vez, esti-

mula el crecimiento de cianobacterias y algas; por otro lado, se ha visto que se alimenta de huevos, larvas y peces de especies nativas (Morgan y Beatty, 2004).

Contreras-Balderas (1969; 1978) refiere que la carpa común y esta especie se encuentran juntas en algunas localidades mexicanas. Aunque su introducción es desconocida, el propósito es ornamental y se usa como alimento en acuicultura. Se ha observado la disminución de especies e individuos por especie donde se encuentra *C. auratus*.

Cyprinus carpio

La carpa común es nativa de Europa en los ríos que desembocan en el mar Negro y en la cuenca del mar Egeo, especialmente el Danubio (Tekin-Ozan *et al*., 2008; ISSG, 2010b). Antes de la influencia humana la carpa común fue encontrada en las cuencas de los mares Negro, Caspio y Aral, al este hacia Siberia y China y por el oeste hasta el río Danubio (Balon, 1995; ISSG, 2010b).

Está reportada para el río Colorado por Minckley en 2002. Actualmente se encuentran también reportes para casi todos los estados de la Unión Americana (Nico *et al*., 2012b; Fuller *et al*., 1999). Introducida en Argentina a fines del siglo XIX (Colautti y Remes-Lenicov, 2001).

Fue introducida en México en 1872-1873 (Contreras-Balderas y Escalante-Cavazos, 1984). Lagos del valle de México (Meek, 1904), valle de México (Álvarez del Villar y Navarro, 1957); parte media del Bravo (Treviño-Robinson, 1959); San Luis Potosí (Álvarez del Villar, 1959); bajo Yaqui (Branson *et al*., 1960); Baja California (Follett, 1961); Baja California Sur (Ruiz-Campos *et al*., 2002); Michoacán (Álvarez del Villar y Cortés, 1962); río Conchos, Chihuahua (Contreras-Balderas *et al*., 1976; Contreras-Balderas, 1978; Lozano Vilano *et al*., 2009); alto río Mezquital, Durango (Contreras-Balderas *et al*., 1976); Nuevo León (Contreras-Balderas, 1967); cuenca de Parras, Coahuila (Contreras-Balderas, 1969; 1978); frontera de Arizona-Sonora, en el río Colorado, y Chihuahua (Allen, 1980); alto Yaqui, Sonora (Hendrickson *et al*., 1980); bajo río Casas Grandes (Contreras-Balderas *et al*., 1976; Miller y Chernoff, 1980); río Santa María (Miller y Chernoff, 1980); Hendrickson y Varela-Romero la reportan en 2002 para el río Fuerte, Sonora; Aguascalientes (Contreras-Balderas y Contreras-Balderas, 1989); ríos y arroyos de la costa oeste de Jalisco (Lyons y Mercado-Silva, 1999). Se tienen ejemplares de Chihuahua, Coahuila, Tamaulipas, Nuevo León, Zacatecas, Durango, Sonora, Aguascalientes (Colección Ictiológica, FCB, UANL); Jalisco (Guzmán-Arroyo y Lyons, 2003); Chiapas (Rodiles-Hernández *et al*., 2005); río Conchos (Contreras-Balderas *et al*., 1976; Contreras-Balderas, 1978); bajo Bravo (Treviño-Robinson, 1959).

La carpa es considerada como un pez plaga debido a su abundancia generalizada y a su tendencia a destruir la vegetación e incrementar la turbidez del agua, al desalojar las plantas y remover el sustrato, causando un deterioro del hábitat, pues las especies nativas requieren vegetación y agua clara (Cole, 1905; Cahoon, 1953; Bellrichard, 1996; Laird y Page, 1966; Fuller *et al*., 1999). En los ecosistemas acuáticos poco profundos, la carpa común puede considerarse un “ingeniero ecosistémico” o “modificador de la piedra angular” (Mills *et al*., 1993; Jones *et al*., 1994; Parkos *et al*., 2003; ISSG, 2010b); tiene fuertes efectos sobre las comunidades bentónicas; las macrófitas acuáticas son parte integral de funcionamiento de los ecosistemas (Stansfield *et al*., 1997; Nunn *et al*., 2007; ISSG, 2010b); esta especie exótica está relacionada con la pérdida de especies nativas. Se le asocia con la desaparición de peces nativos en Casas Grandes, Bustillos, Camargo, en Chihuahua; Peña del Águila y Tunal, en Durango; Parras, Coahuila; San Juan en Querétaro (Contreras-Balderas 1969; 1975; 1978; Contreras-Balderas *et al*., 1976; Contreras-Balderas y Escalante-Cavazos, 1984).

DeKay (1842) afirma que fue llevada a Estados Unidos desde Francia por Henry Robinson, del condado de Orange, Nueva York, en 1831 y 1832; en México fue introducida en 1872-1873, para alimento de peces.

Orden Cichliformes, familia Cichlidae

Oreochromis aureus

La tilapia azul es originaria de África tropical y subtropical y del este medio; Senegal, medio río Níger, bajo Nilo y sistema del río Jordán (Hensley y Courtenary Jr., 1980), bajo Zambezi y Shiré, planicies costeras del delta del Zambezi a la bahía de Algoa (FishBase, 2010).

En América se distribuye en Antigua, Barbados, Bahamas, Brasil, Costa Rica, Cuba, República Dominicana, El Salvador, golfo de México, Nicaragua, Panamá, Perú, Puerto Rico, varios estados de Estados Unidos (Fuller *et al*., 1999; Nico, 2007; FishBase, 2010; Nico y Fuller, 2012) y Guatemala (Valdéz Moreno *et al*., 2005).

En México se importó por primera vez en 1964 de Auburn, Alabama (Delgadillo, 1976); a partir de esa fecha se realizaron introducciones en una gran canti-

dad de cuerpos de agua por las secretarías de Pesca de diferentes regiones con el propósito de alimentar a los pobladores. De México se tienen ejemplares de Chiapas, Nuevo León, Coahuila, Chihuahua, Zacatecas (Colección Ictiológica, FCB, UANL). Hendrickson y Varela-Romero en 2002 la reportan para el río Fuerte, Sonora. Gaspar-Dillanes en 1996 la observó en el río Lacantún pero no la recolectó-; río Lacantún en Chiapas (Lozano-Vilano *et al*., 2007); río Conchos en Chihuahua (Lozano-Vilano *et al*., 2009); Jalisco (Guzmán-Arroyo y Lyons, 2003); Chiapas (Rodiles-Hernández *et al*., 2005).

Oreochromis aureus compite con los peces nativos en la alimentación, áreas de desove y espacio, mostrando un comportamiento agresivo (Buntz y Manooch, 1969; Noble y Germany, 1986; Muoneke, 1988; Fuller *et al*., 1999); se convierte en la especie dominante en las áreas de introducción, de tal manera que se han correlacionado en diversas ocasiones como la causa de la reducción en la abundancia de peces nativos e incluso moluscos, como las poblaciones de mejillón de la familia Unionidae en dos cuerpos de agua, Tradinghouse Creek y Fairfield reservoires (Howells, 1995; Fuller *et al*., 1999). Hay informes de zonas donde se mantienen las poblaciones introducidas y en algunas de ellas se han perdido la mayoría o casi todos los peces nativos (Nico, 2007; FishBase, 2010). Una dramática reducción de especies nativas en los manantiales de Nevada coincide con la invasión de la tilapia (Scoppettone *et al*., 1998). “El comportamiento agresivo de la tilapia probablemente altera la estructura de la comunidad donde son muy abundantes” (Molnar *et al.,* 2008). García-Ramírez (2005) reportó escaso número de ejemplares de la especie endémica *Xiphophorus gordoni* (espada de Cuatrociénegas) en la localidad de La Tía Tecla, en Cuatrociénegas, Coahuila, posiblemente por la presencia de esta especie.

Oreochromis mossambicus

La tilapia de Mozambique es nativa de África, delta y planicies costeras del Zambezi a la bahía de Algoa y el bajo Shiré (Hytec, 2010); además, Baja Comarca Zambezi y Delta hacia las llanuras costeras de la bahía de Algoa; hacia el sur, al río Bushmans en las provincias Cabo Oriental y Transvaal en el sistema del Limpopo (Skelton, 2001). Ampliamente dispersa más allá de este rango para las regiones del interior y los ríos de la costa suroeste y oeste, incluyendo el Orange inferior y ríos de Namibia, Malaui, Mozambique, Sudáfrica (provincia Cabo Oriental, KwaZulu-Natal), Suazilandia, Zambia, Zimbabue (Cambray y Swartz, 2007).

Actualmente se distribuye en México, Estados Unidos en el norte del golfo de México, 16 estados de Estados Unidos (Fuller *et al*., 1999), costas de Vancouver en Canadá, Antillas, Bahamas (lagos Cunningham y Killarney), alto río San Antonio (GISD, 2005), Bolivia, Brasil, Colombia, Costa Rica, Cuba, República Dominicana, Ecuador, El Salvador, Guatemala, Haití, Honduras, Jamaica, Nicaragua, Puerto Rico, Venezuela (FishBase, 2010).

En México se ha registrado en Morelos, en la laguna Chichancanab, Quintana Roo (ISSG, 2006). Hendrickson y Varela-Romero en 2002 la reportaron para el río Fuerte, Sonora. También hay reportes en el río Lacantún en Chiapas (Gaspar-Dillanes, 1996; Lozano-Vilano *et al*., 2007), Chihuahua (Lozano-Vilano *et al*., 2009), Jalisco (Guzmán-Arroyo y Lyons, 2003) y Chiapas (Rodiles-Hernández *et al*., 2005). Se tienen ejemplares de Chihuahua, Chiapas, Coahuila, Zacatecas en la colección Ictiológica, FCB, UANL.

Introducir la carpa *Oreochromis mossambicus* puede ser una posible amenaza a las especies nativas por la competencia por alimento y espacio para formación de nidos. Se ha documentado que los juveniles se alimentan de otros peces (de Moor *et al*., 1986). Las tilapias ahora son consideradas como plaga. Se ha sugerido la erradicación en Tarawa y Nauru (Eldredge, 2000). En Hawái, se sospecha que esta especie es una amenaza para las especies autóctonas como el mújol (*Mugil cephalus*); también ha sido considerada como un factor importante en el declive del pez cachorrito del desierto (*Cyprinodon macularius*) en el área de Salton Sea (Courtenary y Robins, 1989; Swift *et al*., 1993; Fuller *et al*., 1999). Impacta las especies nativas por depredación y transmisión de enfermedades (Molnar *et al*., 2008). Debido a su presencia en el condado de Dade, Florida, Courtenay (1989) indicó que la tilapia de Mozambique podría entrar en el Parque Nacional Everglades (reportada en 1991) y competir con las especies nativas. Igualmente compite con *Cyprinodon laciniatus* (Bahama pupfish), que es una especie nativa de los lagos Cunningham y Killarney de las Bahamas, provocando la disminución de las poblaciones (Barton, 1999). Se mencionan por lo menos dos especies que están en peligro en México por competencia por hábitat o alimento con la tilapia: *Chirostoma bartoni* (charal de la Caldera) del lago del Cráter y *Cyprinodon* (cachorritos) de la laguna Chichancanab, Quintana Roo (ISSG, 2006).

Orden Siluriformes, familia Loricariidae

Pterygoplichthys disjunctivus

El pez diablo es originario de Sudamérica, río Madeira, cuenca del Amazonas (Solimões).

Actualmente se distribuye en el Orinoco, Amazonas, Magdalena; Maracaibo, Paraná; en Estados Unidos en Texas, en el río San Marcos (Bowles y Bowles, 2001), lagos Okeechobee y Withlacoochee, Florida (Page 1994; Fuller *et al*., 1999; Nico *et al*., 2012c); Misisipi, Carolina del Norte y Washington (Nico *et al*., 2012a); en el estado de Tabasco en numerosas zonas de los ríos Usumacinta y Grijalva (Wakida-Kusunoki *et al*., 2007); laguna de Términos, Campeche (Amador del Ángel *et al*., 2009), y en el estado de Chiapas (Páramo *et al*., en prensa). Registros recientes en Estados Unidos: Little Manatee, Alafia, Peace, Kissimmee y ríos de Withlacoochee, playa de Galveston, Texas (Fuller *et al*., 1999).

En México el primer reporte de este pez se tuvo en 1995 en el río Mezcalapa, en la cuenca del Balsas (Guzmán y Barragán, 1997). Posteriormente fue registrada su presencia en la presa del Infiernillo (Mendoza *et al*., 2007). En el estado de Tabasco aparece por primera vez en 1997, a partir del río Pichucalco en los alrededores de la ranchería Alvarado, Guarda Costa, río Carrizal y laguna de las Ilusiones; en 2004 es visto en playas de Catazajá. Ahora se sabe de su presencia en Reforma, Chiapas, en los municipios de Centro, Centla, Macuspana, Jonutla, Balancán, Emiliano Zapata, Tenosique, Teapa, Jalapa y Tacotalpa (Páramo *et al.,* en prensa). En el sureste de México, especies de este género han sido reportadas en el estado de Chiapas en las lagunas de Catazajá y de Medellín (Ramírez-Soberón *et al*., 2004)

Los efectos potenciales incluyen la alteración de la estructura y la erosión de las orillas, y la interrupción de las cadenas alimentarias acuáticas; se ha observado competencia con especies nativas, que causa disminución de poblaciones, mortalidad de aves playeras en peligro de extinción, cambios en las comunidades de plantas acuáticas y daño a las artes de pesca, trampas y redes. Sus madrigueras se han reportado como una contribución a los problemas de sedimentación de los ríos por la erosión e inestabilidad de las laderas (Hoover *et al*., 2004; Nico *et al*., 2009). Se cree que desplazó a varias especies de peces en Texas, incluyendo la pequeña carpa del río Devils, *Dionda diaboli*, clasificada como vulnerable (Cohen, 2008; Mendoza *et al*., 2009). De igual forma se ha encontrado que ingiere huevos de *Etheostoma fonticola*, clasificada como vulnerable (Cook-Hildreth, 2009). En Florida se ha visto que se adhiere a la piel de los manatís nativos (*Trichechus manatus*), los cuales están clasificados como en peligro, lo cual puede ser perjudicial (Nico *et al*., 2009). En el estado de Tabasco, entre las hembras que se han estudiado, se han encontrado desde 1 500 hasta 11 500 huevos maduros, aunque el promedio fue de alrededor de 6 600; tienen un gran cuidado parental, en pozos profundos en las laderas de las cuencas, donde se han encontrado crías de este pez casi todo el año; llega a ser adulto maduro a los 22 cm y se reproduce con éxito; actualmente pescadores ribereños de ríos y lagunas manifiestan pérdidas de redes, ya que se enredan y las rompen debido a las espinas y escudos que presentan en el cuerpo (Páramo *et al*., en prensa).

Este grupo presenta problemas taxonómicos con algunos géneros y especies que se han sinonimizado (Ambruster, 1997; 2004; Weber, 1992; Mendoza *et al*., 2009). Esta especie se ha encontrado recientemente introducida tanto en el norte como en el sur de México (Wakida-Kusunoki *et al*., 2007). Mendoza *et al.* (2007) mencionan impactos provocados a los ecosistemas acuáticos y a las especies que en ellos se encuentran, indicando que de acuerdo con su morfología, su fisiología y su comportamiento esta especie exótica incrementa su potencial invasivo. El propósito principal de su introducción es el acuarismo comercial. Fuller *et al.* (1999) mencionan que la introducción de esta especie puede tener un fuerte impacto en el alimento de la fauna nativa de invertebrados y vertebrados, por el alto consumo de algas, organismos bentónicos y detritus.

REFERENCIAS

Allen, A.W. 1980. *Cyprinus carpio* Linnaeus, en D.S. Lee, C.R. Gilbert, C.H Hocutt, R.E. Jenkins, D.E. McAllister y J.R Stauffer Jr. (eds.), *Atlas of North American freshwater fishes*. North Carolina State Museum of Natural History, p. 152.

Álvarez del Villar, J. 1959. Nuevas especies de *Xiphophorus* e *Hyporhamphus* procedentes del río Coatzacoalcos (Pisc., Poeciliidae y Hemiramphidae). *Ciencia*, Méx. **19**(4/5): 69-73.

Álvarez del Villar, J., y L. Navarro. 1957. *Los peces del valle de México*. Secretaría de Marina, Comisión para el Fomento de la Piscicultura Rural, México.

Álvarez del Villar, J., y M.T. Cortés. 1962. Ictiología michoacana. I. Claves y catálogo de las especies conocidas. *Anales Escuela Nacional Ciencias Biológicas* **9**(1-4):85-142.

Amador del Ángel, L.E., A.T. Wakida-Kusunoki, E. Guevara, R.

Brito y P. Cabrera Rodríguez. 2009. Peces invasores de agua dulce en la región de la Laguna de Términos, Campeche. *U. Tecnociencia* **3**(2):11-28.

Ambruster, J.K. 1997. Phylogenetic relationships of the suckermouth armored catfishes (Loricariidae) with particular emphasis on the Ancistrinae, Hypostominae, and Neoplecostominae. Ph.D. dissertation. University of Illinois, Urbana-Champaign.

Ambruster, J.W. 2004. Phylogenetic relationships of the suckermouth armored catfishes (Loricariidae) with emphasis on the Hypostominae and the Ancistrinae. *Zool. J. Linn. Soc.* **141**:1-80.

Balon, E.K. 1995. Origin and domestication of the wild carp, *Cyprinus carpio*: From Roman gourmets to the swimming flowers. *Aquaculture* **129**:3-48.

Barton, M. 1999. Threatened fishes of the world: *Cyprinodon laciniatus* Hubbs & Miller, 1942 (Cyprinodontidae). *Environ. Biol. Fishes* **55**:422.

Bellrichard, S.J. 1996. Effects of Common Carp (*Cyprinus carpio*) on submerged macrophytes and water quality in a backwater lake on the upper Mississippi River. Master's thesis, University of Wisconsin-La Crosse. Reprinted by the National Biological Service, Environmental Management Technical Center, LTRMP 96-R008. Onalaska, Wisconsin.

Bowles, D.E., y B.D. Bowles. 2001. A review of the exotic species inhabiting the upper San Marcos River, Texas. Texas Parks and Wildlife Department, Austin.

Branson, B.A., C.J. McCoy Jr., y M.E. Sisk. 1960. Notes on the freshwater fishes of Sonora with an addition to the known fauna. *Copeia* **1960**(3):217-220.

Buntz, J., y C.S. Monooch. 1969. *Tilapia aurea* (Steindachner), a rapidly spreading exotic in south central Florida. Proceedings of the 22nd Annual Conference Southeastern Association of Game and Fish Commissioners **22**(1968):495-501.

Cahoon, W.G. 1953. Commercial carp removal at Lake Mattamuskeet, North Carolina. *Jo. Wildl. Manage.* **17**(3):312-317.

Cambray, J., y E. Swartz. 2007. *Oreochromis mossambicus*, en IUCN 2011. IUCN Red list of threatened species. Version 2011.2. *<www.iucnredlist.org/apps/redlist/details/63338/0>* (consultada en febrero de 2012).

Cohen, K. 2008. Gut content and stable isotope analysis of exotic suckermouth catfishes in the San Marcos River, TX: A concern for spring endemics. Master's thesis, Texas State University-San Marcos.

Colautti, D.C., y M. Remes-Lenicov. 2001. Alimentación de la carpa (*Cyprinus carpio* Linnaeus 1758) en la laguna de Lobos, provincia de Buenos Aires, Argentina. *Ecología Austral* **11**:69-78.

Cole, L.J. 1905. The German carp in the United States, en Report of the Bureau of Fisheries for 1904. U.S. Department of Commerce and Labor, Government Printing Office, Washington, DC, pp. 523-641.

Contreras-Balderas, S. 1967. Lista de los peces del estado de Nuevo León. *Cuadernos del Instituto de Investigaciones Científicas, Universidad de Nuevo León* **11**:1-12.

Contreras-Balderas, S. 1969. Perspectivas de la ictiofauna en las zonas áridas del norte de México. Memorias del Simposio Internacional sobre el Aumento de Producción de Alimentos en Zonas Áridas. *Internacional Center for Arid Lands Studies Publications* **3**:293-304.

Contreras-Balderas, S. 1975. Cambio en composición de especies en comunidades de zonas semiáridas de México. *Publicaciones Biológicas del Instituto de Investigaciones Científicas. Universidad Autónoma de Nuevo León* **1**(7):181-194.

Contreras-Balderas, S. 1978. Speciation aspects and man-made community composition changes in Chihuahua desert fishes, en R.H. Wauer y D.H. Riskind (eds.), *Transactions of the Symposium on Biological Resources of the Chihuahuan Desert Regions, U.S. and Mexico. National Park Service Transactions and Proceedings*, sec. 3, pp. 405-431.

Contreras-Balderas, A.J., y S. Contreras-Balderas. 1989. Los peces de Aguascalientes, Lista zoogeográfica y ecológica. *Publ. Biol., FCB, UANL* **3**(1):1-13.

Contreras-Balderas, S., V. Landa-Salinas, T. Villegas-Gaitán y G. Rodríguez-Olmos. 1976. Peces, piscicultura, polución, planificación pesquera y monitoreo en México, o la danza de las "p". *Memorias del Simposio de Pesquerías en Aguas Continentales* **1**:315-346.

Contreras-Balderas, S., y M.A. Escalante-Cavazos. 1984. Distribution and management of exotic fishes in Mexico, en W.R. Courtenary y J.R. Stauffer (eds.). *Distribution and management of exotic fishes.* John Hopkins University Press, pp. 102-130.

Cook-Hildreth, S.L. 2009. Exotic armored catfishes in Texas: Reproductive biology, and effects of foraging on egg survival of native fishes (*Etheostoma fonticola*, Endangered and *Dionda diabolic*, Threatened). Master in Science Dissertation. Texas State University–San Marcos.

Courtenay, W.R. Jr. 1989. Exotic fishes in the National Park System, en L.K. Thomas (ed.), *Proceedings of the 1986 Conference on science in the national parks,* volume 5: *Management of exotic species in natural communities.* U.S. National Park Service and George Wright Society, Washington, DC, pp. 237-252.

DeKay, J.E. 1842. Zoology of New-York, or the New-York fauna. Part IV. Fishes. W. y A. White, y J. Visscher (eds.), Albany.

Delgadillo, M.S. 1976. La Estación de Tamascal como factor de desarrollo en la acuacultura de la cuenca del Papaloapan. *Memorias del Simposio de Pesquerías en Aguas Continentales.* **1**:55-86.

de Moor, F.C., R.C. Wilkinson y H.M. Herbst. 1986. Food and feeding habits of *Oreochromis mossambicus* (Peters) in hypertrophic Hartbeespoort Dam, South Africa. *South African J. Zool.* **21**:170-176.

Eldredge, L.G. 2000. Non-indigenous freshwater fishes, amphibians, and crustaceans of the Pacific and Hawaiian islands, en *Invasive species in the Pacific: A technical review and draft regional strategy.* South Pacific Regional Environment Programme, Samoa, pp. 173-190.

FishBase. 2010. FishBase. A global information system on fishes: *<www.fishbase.org>*. *Oreochromis aureus: <www.fishbase.org/Summary/SpeciesSummary.php?ID=1387&genusname=Oreochromis&speciesname=aureus>* (consultada en febrero de 2012). *Oreochromis mossambicus: <www.fishbase.org/summary/Oreochromis-mossambicus.html>* (consultada en febrero de 2012).

Follett, W.I. 1961. The fresh-water fishes – their origins and af-

finities, en Symposium on the biogeography of Baja California and adjacent seas. *Syst. Zool.* **9**(3-4):212-232.

Fuller, P.L., L.G. Nico y J.D. Williams. 1999. *Non-indigenous fishes introduced into inland waters of the United States*. American Fisheries Society, Special Publication, Number 27.

García, R.M.E. 2005. Ecología y distribución de peces en áreas selectas del valle de Cuatro Ciénegas, Coahuila, México. Tesis de doctorado. Universidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de Ciencias Biológicas, Monterrey.

Gaspar-Dillanes, M.T. 1996. Aportación al conocimiento de la ictiofauna de la Selva Lacandona, Chiapas. *Zoología Informa* **33**:41-54.

Guzmán, A.F., y J. Barragán S. 1997. Presencia de bagre sudamericano (Osteichthyes: Loricariidae) en el río Mezcala, Guerrero, México. *Vertebrata Mexicana* **3**:1-4.

Guzmán-Arroyo, M., y J. Lyons. 2003. Los peces de las aguas continentales del estado de Jalisco, México, análisis preliminar. *e-Gnosis* (on line) **1**(12):1-37.

Hendrickson, D.A., W.L. Minckley, R.R. Miller, D.J. Siebert y P.H. Minckley. 1980. Fishes of the río Yaqui basin, Mexico and United States. *Journal of the Arizona Nevada Academy of Sciences* **15**(3):65-106.

Hendrickson, D.A., y A. Varela-Romero. 2002. Fishes of the río Fuerte, en M.L. Lozano-Vilano (ed.), *Libro jubilar en honor al Dr. Salvador Contreras Balderas*. Universidad Autónoma de Nuevo León, pp. 171-195.

Hensley, D.A., y W.R. Courtenary Jr. 1980. *Carassius auratus* (Linnaeus); *Misgurnus anguillicaudatus* (Cantor); *Poecilia reticulata* Peters; *Xiphophorus helleri,* Heckel, *Xiphophorus maculatus* (Günther), *Xiphophorus variatus* (Meek), *Tilapia aurea* (Steindachner), *Tilapia mossambica* (Peters), *Tilapia zilli* (Gervais), en D.S. Lee, C.R. Gilbert, C.H Hocutt, R.E. Jenkins, D.E. McAllister y J.R Stauffer Jr. (eds.), *Atlas of North American freshwater fishes*. North Carolina State Museum of Natural History, pp. 147-775.

Hoover, J.J., K.J. Killgore y A.F. Cofrancesco. 2004. Suckermouth catfishes: Threats to aquatic ecosystems of the United States? *Aquatic Nuisance Species Research Program Bulletin* **4**:1-10.

Howells, R.G. 1995. Losing the old Shell game: Could mussel reproductive failure be linked to tilapia? *Info-Mussel Newsletter* **3**(8):4.

Hytec, M.N. 2010. Étude du caractère invasif de quelques espèces animales et végétales introduites dans les milieux dulçaquicoles en Nouvelle Calédonie:1 *Eichhornia crassipes* (jacinthe d'eau), 2 *Hydrilla verticillata* (hydrille verticillée), 3 *Melanoides tuberculata* (mélanoïde), 4 *Trachemys scripta* elegans (tortue de Floride), 5 *Oreochromis mossambicus* (tilapia du Mozambique), 6 *Micropterus salmoides* (black bass à grande bouche). Province Nord, Direction du développement économique et de l'environnement, Service environnement. Province Sud, Direction de l'environnement, Service des milieux terrestres. N° 2007 IB 02, rapport final B-1.

ISSG (Global Invasive Species Database). 2006. *Oreochromis mossambicus:* <*www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=-131&fr=1&sts=&lang=EN*> (consultada en febrero de 2012).

ISSG (Global Invasive Species Database). 2010a. *Carassius auratus:* < *www.issg.org/database/species/impact_info.asp?si=368&fr=1&sts=sss&lang=EN*> (consultada en agosto de 2012).

ISSG (Global Invasive Species Database). 2010b. *Cyprinus carpio:* <*www.issg.org/database/species/management_info.asp?si=-60&fr=1&sts=&lang=EN*> (consultada en febrero de 2012).

Jones, C.G., J.H. Lawton y M. Shachak. 1994. Organisms as ecosystem. *Oikos* **69**:373-386.

Khan, Z.A., S.Y. Shelly, Z. Ahmad y M.R. Mirza. 2011. Aliens: A catastrophe for native fresh water fish diversity in Pakistan. *J. Animal Plant Sci.* **21** (2 Suppl.):435-440.

Laird, C.A., y L.M. Page. 1996. Non-native fishes inhabiting the streams and lakes of Illinois. *Illinois Natural History Survey Bulletin* **35**(1):1-51.

Lozano-Vilano, M.L., M.E. García-Ramírez; S. Contreras-Balderas y C. Ramírez-Martínez. 2007. Diversity and conservation status of the ichthyofauna of the río Lacantún basin in the Biosphere Reserve Montes Azules, Chiapas, Mexico, *Zootaxa* **1410**:43-53.

Lozano-Vilano, M.L., M.E. García-Ramírez, J.M. Artigas Azas, M. De la Maza-Benignos, M. Salazar-González y G. Ruiz-Campos. 2009. Los peces del río Conchos, en M. de la Maza y M. Benignos (eds.), *Los peces del río Conchos*. Alianza WWF-FGRA y Gobierno del Estado de Chihuahua.

Lyons, J., y N. Mercado-Silva. 1999. Patrones taxonómicos y ecológicos entre comunidades de peces en río y arroyos en el oeste de Jalisco, México. *Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Zoología* **70**(2):169-190.

Meek, S.E. 1904. The freshwater fishes of Mexico north of the Isthmus of Tehuantepec. *Field Columbian Museum of Zoology. Ser.* **5**:1-252.

Mendoza, R., S. Contreras-Balderas, C. Ramírez-Martínez, P. Koleff, P. Álvarez y V. Aguilar. 2007. Los peces diablo: especies invasoras de alto impacto. *Biodiversitas* **68**:1-5.

Mendoza, R.E., B. Cudmore, R. Orr, S. Contreras-Balderas, W.R. Courtenay, P. Koleff, N. Mandrak, P.A. Torres, M.A. Damian, C.E. Gallardo, A.G. Sanginés, G. Greene, D. Lee, A. Orbe-Mendoza, C. Ramírez-Martínez y O.S. Arana. 2009. *Trinational Risk Assessment Guidelines for Aquatic Alien Invasive Species*. Commission for Environmental Cooperation, Montreal.

Mercado-Silva, N., J. Lyons, E. Díaz-Pardo, S. Navarrete y A. Gutiérrez-Hernández. 2012. Environmental factors associated with fish assemblage patterns in high gradient streams of Mexico's, Atlantic Slope. *Revista Mexicana de Biodiversidad* **83**:117-128.

Miller, R.R., y B. Chernoff. 1980. Status of the endangered Chihuahua chub, *Gila nigiscens*, in New Mexico and Mexico. *Desert Fishes Council Proceedings* **1979**:74-84.

Mills, E.L., J.H. Leach, J.T. Carlton y L. Secor. 1993. Exotic species in the Great Lakes: A history of biotic crisis and anthropogenic introductions. *J. Great Lakes Res.* **19**(1):1-54.

Minckley, W.L. 2002. Fishes of the lowermost Colorado River, its delta, and estuary: A commentary on biotic change, en M.L. Lozano-Vilano (ed.), *Libro jubilar en honor al Dr. Salvador Contreras Balderas*. Universidad Autónoma de Nuevo León, Monterrey, pp. 63-78.

Molnar, J.L., R.L Gamboa, C. Revenga y M.D. Spalding. 2008. Assessing the global threat of invasive species to marine biodiversity. *Front. Ecol. Environ*. **6**(9):485-492.

Morgan, D., y S. Beatty. 2004. Fish fauna of the Vasse River and the colonisation by feral goldfish (*Carassius auratus*). Centre for Fish & Fisheries Research, Murdoch University.

Moyle, P.B. 1976. *Inland fishes of California*. University of California Press, Berkeley.

Muoneke, M.I. 1988. Tilapia in Texas waters. Texas Parks and Wildlife Department, Island Fisheries Data Series 9, Austin.

Nico, L.G. 2007. *Oreochromis aureus*. Non-indigenous Aquatic Species Database (NAS), Gainsville.

Nico, L.G., L.J. Howard y T. Travis. 2009. Non-native suckermouth armored catfishes in Florida: Description of nest burrows and burrow colonies with assessment of shoreline conditions. Aquatic Nuisance Species Research Programme (ANSRP).

Nico, L.G., y P. Fuller. 2012. *Oreochromis aureus*. USGS Non-indigenous Aquatic Species Database, Gainesville.

Nico, L.G., P.J. Schofield, J. Larson y A. Fusaro. 2012a. *Carassius auratus*. USGS Non-indigenous Aquatic Species Database, Gainesville. <*http://nas.er.usgs.gov/queries/FactSheet.aspx?speciesID=508*> (consultada el 3/1/2012).

Nico, L.G., E. Maynard, P.J. Schofield, M. Cannister, J. Larson, A. Fusaro y M. Neilso. 2012b. *Cyprinus carpio*. USGS Non-indigenous Aquatic Species Database, Gainesville. <*http://nas.er.usgs.gov/queries/FactSheet.aspx?speciesID=4*>.

Nico, L.G., P. Fuller, M. Cannister y M. Neilson. 2012c. *Pterygoplichthys disjunctivus*. USGS Non-indigenous Aquatic Species Database, Gainesville. <*http://nas.er.usgs.gov/queries/factsheet.aspx?speciesid=767*> (consultada el 10/3/2011).

Noble, R.L., y R.D. Germany. 1986. Changes in fish populations of Trinidad Lake, Texas, in response to abundance of blue tilapia, en R.H. Stroud (ed.), *Fish culture in fisheries management*. American Fisheries Society, Fish Culture Section and Fisheries Management Section, Bethesda, pp. 455-461.

Nunn, A.D., J.P. Harvey y I.G. Cowx. 2007. The food and feeding relationships of larval and 0+ year juvenile fishes in lowland rivers and connected waterbodies. I: Ontogenetic shifts and interspecific diet similarity. *J. Fish Biol.* **70**:726-742.

Page, L.M. 1994. Identification of sailfin catfishes introduced to Florida. *Fla. Sci.* **57**(4):171-172.

Parkos, J., V.J. Santucci y D. Wahl. 2003. Effects of adult common carp (*Cyprinus carpio*) on multiple trophic levels in shallow mesocosms. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **60**:182-192 .

Pérez-Ponce de León, G., R. Rosas-Valdez, R. Aguilar-Aguilar, B. Mendoza-Garfias, C. Mendoza-Palmero, L. García-Prieto, A. Rojas-Sánchez, R. Briosio-Aguilar, R. Pérez-Rodríguez y O. Domínguez-Domínguez. 2010. Helminthes parasites of freshwater fishes, Nazas River basin, northern Mexico. *Journal of Species Lists and Distribution Check List* **6**:26-35.

Ramírez-Soberón, G., X. Valencia-Díaz y M.T. Gaspar-Dillanes. 2004. Nuevo récord de bagres sudamericanos *Liposarcus multiradiatus y L.* spp. en las lagunas de Catazajá y Medellín, Chiapas. *Resúmenes del IX Congreso Nacional de Ictiología*, Villahermosa.

Richardson, M.J., F.G. Whoriskey y L.H. Roy. 1995. Turbidity generation and biological impacts of an exotic fish, *Carassius auratus*, introduced into shallow seasonally anoxic ponds. *J. Fish. Biol.* **47**(4):576-585.

Rodiles-Hernández, R., A.A. González-Díaz y C. Chan-Sala. 2005. Lista de peces continentales de Chiapas, México. *Hidrobiológica* **15**(002):245-253.

Scoppettone, G.G., P.H. Rissler, M.B. Nielsen y J.E. Harvey. 1998. The status of *Moapa coriacea* and *Gila seminuda* and status information on other fishes of the Muddy River, Clark County, Nevada. *Southwest. Nat.* **43**(2):115-122.

Skelton, P.H. 2001. *A complete guide to the freshwater fishes of southern Africa*. Struik Publishers, Ciudad del Cabo.

Stansfield, J.H., M.R. Perrow, L.D. Tench, A.J.D. Jowitt y A.A.L. Taylor. 1997. Submerged macrophytes as refuges for grazing Cladocera against fish predation: Observations on seasonal changes in relation to macrophyte cover and predation pressure. *Hydrobiologia*. **342/343**(119):229-240.

Swift, C.C., T.R. Haglund, M. Ruiz y R.N. Fisher. 1993. The status and distribution of the freshwater fishes of southern California. *Bulletin of the Southern California Academy of Science* **92**(3):101-167.

Tekin-Ozan, S., I. Kir y M. Barlas. 2008. Helminth parasites of common carp (*Cyprinus carpio* L., 1758) in Beysehir Lake and population dynamics related to month and host size. *Turkish J. Fish. Aquat. Sci.* **8**(2):201-205.

Treviño-Robinson, D. 1959. The ichthyofauna of the lower Rio Grande, Texas and Mexico. *Copeia* **1959**(3):253-256.

Valdez-Moreno, M.E., J. Pool-Canul y S. Contreras-Balderas. 2005. A checklist of the freshwater ichthyofauna from El Petén and Alta Verapaz, Guatemala, with notes for its conservation and management. *Zootaxa* **1072**:43-60.

Wakida-Kusunoki, A.T., R. Ruiz-Carús y E. Amador-del-Ángel. 2007. Amazon sailfin catfish, *Pterygoplichthys pardalis* (Castelnau, 1855) (Loricariidae), another exotic species established in southeastern Mexico. *Southwest. Nat.* **52**(1):141-144.

Weber, C. 1992. Rèvision du genre *Pterygoplichthys* sensu lato (Pisces: Siluriformes, Loricariidae) Musèum d'Histoire Naturelle, pp. 1-36.

24 PECES INVASORES EN EL CENTRO DE MÉXICO

Topiltzin Contreras-MacBeath,* María Teresa Gaspar-Dillanes,
Leticia Huidobro-Campos y Humberto Mejía-Mojica

* Autor para recibir correspondencia: <topis@uaem.mx>

Contreras-MacBeath, T., M.T. Gaspar-Dillanes, L. Huidobro-Campos y H. Mejía-Mojica. 2014. Peces invasores en el centro de México, en R. Mendoza y P. Koleff (coords.), *Especies acuáticas invasoras en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, pp. 413-424.

RESUMEN

En la región central de México, concretamente la mesa central y la cuenca del Balsas, son reconocidas 25 especies de peces exóticos invasores; la introducción de la gran mayoría de éstas ha tenido como principal vía el comercio; son utilizadas en la producción para consumo humano, la pesca deportiva o como animales de uso ornamental. La región es uno de los principales centros de cultivo, importación y venta de muchas de estas especies en México. Los grupos con mayor presencia en la región son los cíclidos y pecílidos, mientras que los loricáridos han causado un enorme impacto en los ecosistemas acuáticos en la región del Balsas. Algunas especies están restringidas a lagos o embalses en donde han causado la disminución o erradicación de las especies nativas.

ABSTRACT

In central Mexico, specifically the central plateau and the Balsas basin, 25 invasive exotic fish species are recognized. The introduction of the vast majority of these species has had trade as a main pathway, because of their use for human consumption, sport fishing or as ornamentals. The region is a major production, import and sale center of many of these species. The groups with the largest presence in the region are cichlids and poeciliids, while armoured catfish have caused an enormous impact on aquatic ecosystems in the Balsas basin. Some species are restricted to lakes or reservoirs where they have caused the decrease or elimination of native species.

INTRODUCCIÓN

Las actividades humanas han afectado severamente la condición de los ecosistemas dulceacuícolas de todo el planeta por la construcción de presas, extracción de agua, contaminación, introducción de especies exóticas, sobrepesca y acuicultura. Como consecuencia, se ha reducido de manera considerable su capacidad para sostener su biodiversidad natural, de tal forma que muchas poblaciones están declinando rápidamente y han ocurrido numerosas extinciones (Revenga *et al.*, 2000; MA, 2005; Dudgeon *et al.*, 2006; Abell *et al.*, 2008; Salafsky *et al.*, 2008). Se sabe que las tasas de declinación de la biodiversidad dulceacuícola son mayores que las que ocurren actualmente en los ambientes terrestres y marinos (Ricciardi y Rasmussen, 1999; Dudgeon *et al.*, 2006).

La situación anterior es muy lamentable, ya que los ecosistemas dulceacuícolas sostienen una proporción importante de la biodiversidad global. En este sentido, los ecosistemas dulceacuícolas ocupan apenas 0.8% de la superficie planetaria; sin embargo, albergan al menos 100 000 especies, lo que representa cerca de 6% de todas las especies descritas (Abell *et al.*, 2008). Alrededor de 12 000 especies de peces viven en aguas dulces, lo que representa 43% de la diversidad global del grupo y una cuarta parte de la diversidad de vertebrados (Nelson, 2006). Si a estas cifras se le suman anfibios, reptiles acuáticos (cocodrilos y tortugas) y mamíferos (nutrias, delfines de río y ornitorrincos), se llega a un tercio de la diversidad de vertebrados (Dudgeon *et al.*, 2006). Desafortunadamente las aguas dulces son tal vez los ecosistemas más afectados del planeta. Éstos tienen además contacto directo con sus cuencas de captación, por lo que las alteraciones en el uso del suelo los afectan considerablemente (Malmqvist y Rundle, 2002).

La introducción de especies exóticas se encuentra entre los impactos más importantes, menos controlados y menos reversibles que ocurren en los ecosistemas y que afectan de manera muy importante su biodiversidad, biogeoquímica y usos económicos (Strayer, 2010). Éstos se suman a los impactos físicos y químicos que los humanos producen en los ambientes dulceacuícolas, tal vez en parte porque las especies invasoras son más exitosas en ambientes degradados o modificados por los humanos (Dudgeon *et al.*, 2006). Los impactos de las especies invasoras van más allá de los ambientales, ya que por ejemplo en 2005 en Estados Unidos se habían registrado 138 especies invasoras y se calculó, para ese año, que las pérdidas económicas eran de alrededor de 5 400 millones de dólares anuales (Pimentel *et al.*, 2005).

Las introducciones de especies en ambientes acuáticos pueden ser intencionales, como en la acuicultura extensiva o en el caso de las introducciones de especies depredadoras como la lobina para la pesca deportiva, o accidentales, como aquellas que se escapan de las unidades piscícolas, o las que son transportadas en el lastre de las embarcaciones (Zambrano *et al.*, 2006). Esta situación ha sido descrita para las aguas dulces de México (Contreras-MacBeath *et al.*, 1998; Contreras-Balderas *et al.*, 2008).

Las especies invasoras representan uno de los problemas más severos y menos controlados en México, como lo demuestra el hecho de que éste ha crecido mucho sobre todo en los últimos años; en 1904 se reconocían cuatro especies de peces invasoras, siete en 1969, 55 en 1983, 94 en 1997, 113 en 2008 (Contreras-Balderas *et al.*, 2008) y 118 en 2009 (Aguirre Muñoz y Mendoza Alfaro *et al.*, 2009). Estos mismos autores, con base en datos de Contreras-Balderas (1999), mencionan que las especies invasoras son la principal amenaza para 76 especies enlistadas por la NOM-059-Semarnat-2010 (*DOF*, 2010).

LA REGIÓN CENTRAL DE MÉXICO

La presente descripción incluye las regiones biogeográficas Mesa Central y Balsas descritas por Miller (2005), que en su conjunto abarcan la región central de México y que es considerada por el mismo autor como uno de los más importantes centros de endemismo de especies ícticas del país. La región incluye cuatro de las ocho ecorregiones dulceacuícolas sobresalientes descritas por Revenga *et al.* (2000). Diversos autores han definido esta región como una zona de transición entre las dos grandes provincias biogeográficas americanas, la Neártica y la Neotropical (Morrone, 2005; Huidobro *et al.*, 2006; Corona *et al.*, 2007).

La altiplanicie mexicana limita al este con la Sierra Madre Oriental, al oeste con la Sierra Madre Occidental y al sur con el Eje Neovolcánico o sierra Volcánica Transversal, que la separa de la cuenca del Balsas. Es una meseta extensa cuya altitud es de 1 000 m en el norte y de más de 2 500 m en el sur. Las sierras de Zacatecas, Guanajuato y Querétaro la dividen en dos grandes subregiones: la Mesa del Norte y la Meseta

Central o Mesa de Anáhuac. La primera está formada de materiales sedimentarios y volcánicos, es muy seca, tiene llanuras salinas llamadas bolsones que estuvieron antiguamente ocupadas por lagos. En la segunda o Meseta Central, los fenómenos volcánicos han sido muy intensos; en el Eje Volcánico Transversal los materiales ígneos separaron numerosas cuencas, algunas de ellas cerradas, como el valle de México, las de Pátzcuaro y Cuitzeo, y los llanos de Apam y de San Juan, entre otras. Sus ríos principales son al sur y suroeste el Lerma-Santiago, que nace en el valle de Toluca y desemboca en el océano Pacífico después de atravesar el lago de Chapala. El río Tula, formador del Pánuco que desemboca en el golfo de México, riega la porción sureste de la altiplanicie; recibe las aguas procedentes de la cuenca del valle de México recolectadas por el Gran Canal del desagüe y el gran colector.

El valle de México o Mesa de Anáhuac está rodeado por elevadas montañas que forman parte del Eje Volcánico Transversal. Es una cuenca cerrada natural que fue abierta artificialmente por medio del túnel de Tequixquiac, situado al noroeste al pie del cerro de Xalpan. Este túnel recoge las aguas del valle de México por el gran canal del desagüe y descarga en el río Tula. Fisiográficamente la cuenca del valle de México puede dividirse en tres subregiones que en otra época estuvieron ocupadas por lagos. Al sur, la región de Xochimilco y Chalco, entre la sierra del Ajusco, la sierra Nevada y la sierra de Santa Catarina. Al centro, la región de Texcoco y México, en donde se encuentran la capital de la República mexicana y el lago de Texcoco; la sierra de Guadalupe, el cerro de Chiconautla y el cerro Patlachique separan esta región de la de Zumpango y Xaltocan, la cual se prolonga hacia el noroeste hasta la base de la sierra de Pachuca. Numerosos ríos descienden de las montañas que rodean la cuenca y en muchos de ellos se han construido presas para regular su escurrimiento hacia la ciudad de México, por donde cruzan entubados y desaguan en el Gran Canal.

La cuenca del Balsas, región Mixteca, región de los Valles, región del Zempoaltépetl forman una región baja, situada entre el Eje Volcánico, la Sierra Madre del Sur y las montañas de la Mixteca: sierra de Tlaxiaco y sierra de Tamazulapan. El descenso del Eje Volcánico Transversal al río Balsas no es uniforme, ya que el terreno desciende primero y vuelve a elevarse, localizándose, entre ambas partes altas, valles como los de Cuernavaca, Cuautla y Yautepec, así como algunos lagos. El río Balsas tiene su origen en el valle de Puebla con el río Atoyac o Poblano, el cual al unirse al Mixteco forma el Mezcala que corre de este a oeste y al que se unen después numerosos afluentes que bajan tanto del Eje Volcánico como de la Sierra Madre del Sur. Al unírsele el río Cocula cambia su nombre por el de Balsas, siendo su principal afluente el río Tepalcatepec, que corre de este a oeste y le tributa antes de que tuerza hacia el sur para cortar la Sierra Madre del Sur y desembocar en las Bocas de Zacatula en el océano Pacífico.

De acuerdo con la base de datos de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio), así como los generados recientemente (Mejía-Mojica *et al.*, 2012), en la región central de México se tienen registradas 121 especies de peces de agua dulce pertenecientes a 24 familias. Existen dos zonas en la región central de México con mayores valores de riqueza y endemismo en lo que a especies ícticas se refiere; la primera incluye la llamada "bajo Lerma" (Díaz-Pardo *et al.*, 1993) que abarca la cabecera del río Ameca y el lago de Chapala, donde se han registrado 48 especies ícticas, 38 de las cuales son endémicas (79%), y la segunda se asocia al "medio Lerma", donde se encuentran los lagos michoacanos (Pátzcuaro, Cuitzeo y Yuriria), en los que se han registrado 63 especies, 49 de las cuales son endémicas (77%).

Desafortunadamente esta región ha sido también identificada como una de las más impactadas en lo que a ambientes ribereños se refiere (Garrido *et al.*, 2010), algo que también ha sido descrito para los lagos (Bernal-Brooks, 1998; Fisher *et al.*, 2003; von Bertrab, 2003); esta situación ha traído impactos importantes en la ictiofauna nativa (De la Vega-Salazar, 2006; Domínguez-Domínguez *et al.*, 2006; 2008; Mercado-Silva *et al.*, 2009; Magurran, 2009). La situación es tan grave que ha conducido a la extinción de seis especies de peces dulceacuícolas: *Chirostoma bartoni*, *Chirostoma charari, Evarra bustamantei, Evarra eigenmanni, Evarra tlahuacensis* y *Skiffia francesae*, esta última considerada como extinta en la naturaleza (Contreras-MacBeath, 2005).

LAS ESPECIES EXÓTICAS EN LA REGIÓN

De las 123 especies de peces de agua dulce registradas para la región central de México, 98 son nativas y 25 exóticas (Fig. 1).

En el cuadro 1 se presenta la lista de las 25 especies de peces dulceacuícolas exóticas registradas para la región central de México, señalando la familia a la que pertenecen, su origen y los motivos de su introducción al país.

Al hacer un análisis del cuadro se pueden apreciar algunos aspectos interesantes, como el dominio de los cíclidos, con 36% del total de las especies exóticas en el área, seguidos por los pecílidos con 24%, por los ciprínidos con 12%, mientras que los centrárquidos y loricáridos representan cada uno 8% y, por último, salmónidos, clupeidos e ictalúridos comprenden cada grupo 4% de las exóticas (Fig. 2).

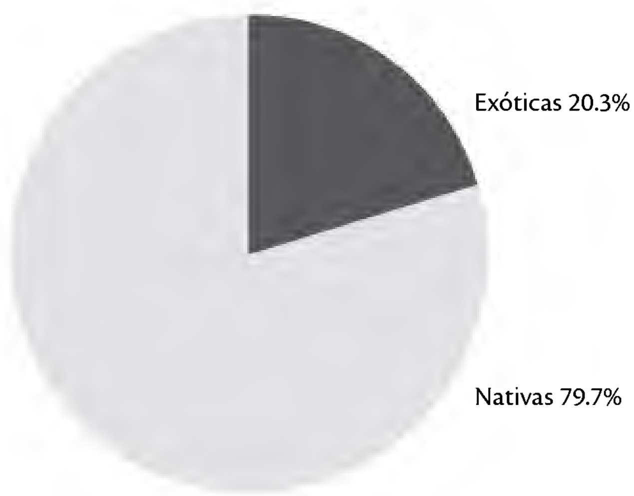


Figura 1. Proporción de especies nativas y exóticas en la región central de México.

En lo que respecta al origen de las especies (Fig. 3), resulta interesante que 12 de éstas (48%) han sido traslocadas de otras regiones de México. Algunas, como la lobina (*Micropterus salmoides*), la trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*), la sardinita (*Dorosoma* sp.) y la mojarra de agallas azules (*Lepomis macrochirus*), con fines de pesca deportiva; otras, como un seudónimo del boca de fuego, *Thorichthys ellioti*, el cola de espada (*Xiphophorus hellerii*) y el platy (*X. variatus*), para fines de acuicultura ornamental. El bagre de canal o pez gato americano (*Ictalurus punctatus*), para acuicultura; el pez mosquito (*Gambusia affinis*), para control de vectores (Miller *et al.*, 2009), y por último hay un grupo de

Cuadro 1. **Lista de especies exóticas registradas en la región central de México**

Especie	*Familia*	*Origen*	*Causa*
Oncorhynchus mykiss	Salmonidae	Norte de México	Pesca deportiva
Micropterus salmoides	Centrarchidae	Norte de México	Pesca deportiva
Lepomis macrochirus	Centrarchidae	Norte de México	Pesca deportiva
Herichthys cyanoguttatus	Cichlidae	Norte de México	Accidental
Oreochromis mossambicus	Cichlidae	África	Acuicultura y pesca
Oreochromis aureus	Cichlidae	África	Acuicultura y pesca
Oreochromis niloticus	Cichlidae	África	Acuicultura y pesca
Tilapia rendalli	Cichlidae	África	Acuicultura
Tilapia zillii	Cichlidae	África	Acuicultura
Andinoacara rivulatus	Cichlidae	Sudamérica	Ornato
Thorichthys ellioti	Cichlidae	Golfo de México	Ornato
Amatitlania nigrofasciata	Cichlidae	Centroamérica	Ornato
Cyprinus carpio	Cyprinidae	Asia	Acuicultura y pesca
Carassius auratus	Cyprinidae	Asia	Ornato y pesca
Ctenopharyngodon idella	Cyprinidae	Asia	Acuicultura y pesca
Poeciliopsis gracilis	Poeciliidae	Golfo de México	Accidental
Heterandria bimaculata	Poeciliidae	Golfo de México	Accidental
Gambusia affinis	Poeciliidae	Norte de México	Control de vectores
Xiphophorus hellerii	Poeciliidae	Golfo de México	Ornato
Poecila reticulata	Poeciliidae	Antillas	Ornato
Xiphophorus variatus	Poeciliidae	Golfo de México	Ornato
Pterygoplichthys disjunctivus	Loricariidae	Sudamérica	Ornato
Pterygoplichthys pardalis	Loricariidae	Sudamérica	Ornato
Ictalurus punctatus	Ictaluridae	Norte de México	Acuicultura y pesca
Dorosoma sp.	Clupeidae	Golfo de México	Forrajera

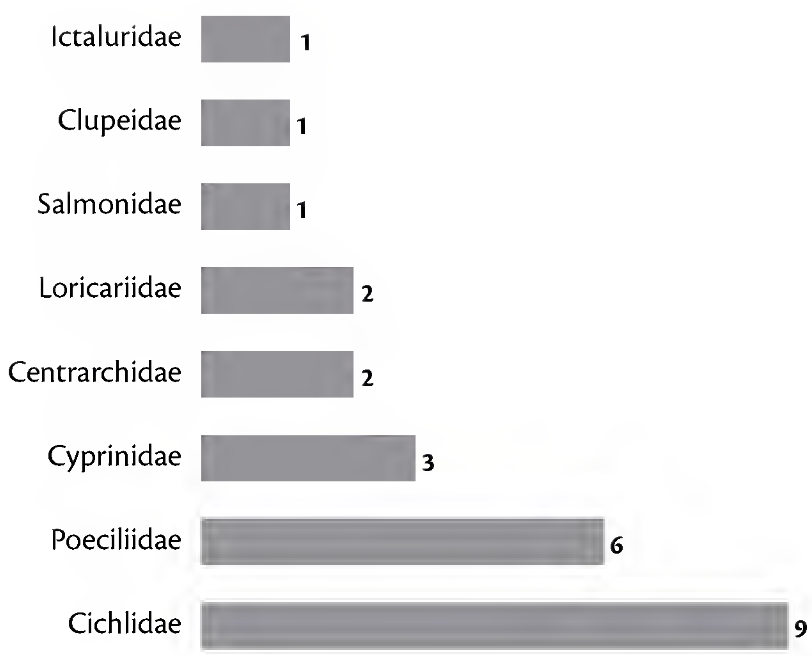


Figura 2. Número de especies exóticas por familias encontradas en la región central de México.

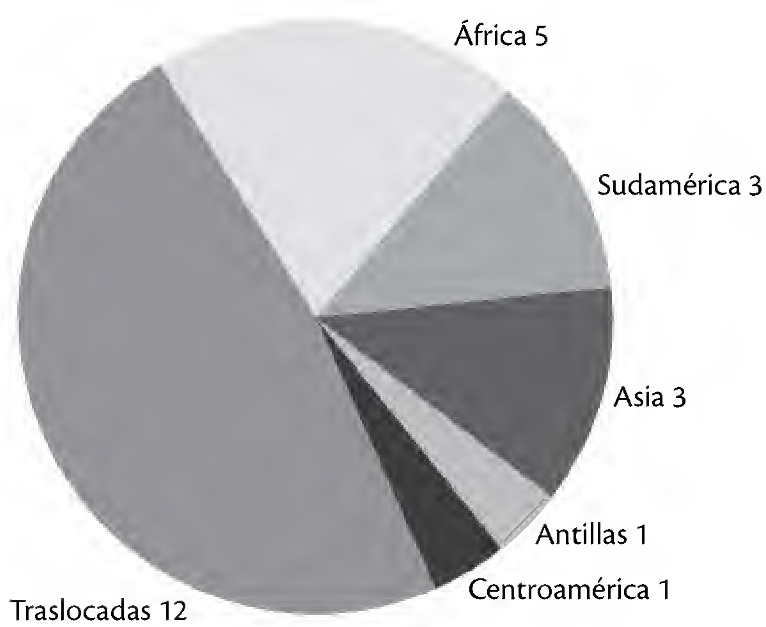


Figura 3. Número de especies exóticas en la región central de México de acuerdo con su origen.

tres especies, *Herichthys cyanoguttatus, Poeciliopsis gracilis* y *Heterandria bimaculata*, que fueron introducidas de manera accidental como producto de las actividades acuiculturales (Contreras-MacBeath *et al*., 1998).

En la región, entre las especies exóticas están siete de la familia Cichlidae: *Oreochromis mossambicus, O. aureus, O. niloticus, Tilapia rendalli* y *T. zillii*, comúnmente conocidas como "tilapias" y que fueron traídas al país como parte de los programas de acuicultura de los gobiernos federal y estatales; el terror verde (*Andinoacara rivulatus*) y el convicto (*Amatitlania nigrofasciata*), que fueron introducidos para fines ornamentales; los limpiavidrios o pez diablo *Pterygoplichthys disjunctivus* y *P. pardalis,* que fueron importados de Sudamérica para fines de acuicultura ornamental; tres carpas asiáticas, la común (*Cyprinus carpio*), la herbívora (*Ctenopharyngodon idella*) y la dorada (*Carassius auratus*), la primera para acuicultura extensiva, la segunda para acuicultura y control de maleza, y la tercera para ornato, y el gupi (*Poecila reticulata*) un pecílido proveniente de las Antillas introducido para el comercio en el acuarismo (Fig. 3).

A pesar de que la introducción de especies no nativas ha sido identificada como una de las principales causas de pérdida de biodiversidad a escala global (Darwall *et al*., 2009), debido a que ésta actúa de manera sinérgica con muchos otros factores (Brook *et al*., 2008), resulta en ocasiones difícil encontrar ejemplos bien documentados en los que las invasoras hayan causado la extinción de especies ícticas, lo cual ha conducido a un acalorado debate (Gurevitch y Padilla, 2004; Clavero y García-Berthou, 2005); sin embargo, para la región se sabe que la introducción de especies en el río Ameca fue la principal causa de la extinción en la naturaleza de *Skiffia francesae* (Langhammer, 1995), así como la posible extinción de *Allotoca goslinei*, que no ha sido recolectada desde 2004, a pesar de intensos esfuerzos, lo anterior por la introducción de *Xiphophorus helleri* en 2002, que la ha sustituido en toda su área de distribución (Helmus *et al*., 2009).

Si bien estos son dos ejemplos locales, el impacto de las invasoras se da en toda la región, como lo demuestra un estudio reciente (Contreras-MacBeath *et al*., en prensa) en la región central del país, en donde las dos especies de mayor distribución son *Goodea atripinnis* y la exótica *Oreochromis mossambicus*. A éstas les siguen *Algansea tincella*, *Aztecula sallaei*, *Chirostoma arge*, *Ilyodon whitei*, *Poeciliopsis infans* y las exóticas *O. aureus* y *Xiphophorus helleri.*

Poeciliopsis gracilis es otra especie con un alto grado de invasibidad y ocupa prácticamente todos los ambientes, tanto lénticos como lóticos, tolera perfectamente aguas muy perturbadas que incluyen aquéllas con elevados aportes de descargas urbanas. La presencia de esta especie, principalmente en la cuenca del Balsas, se debe a escapes o liberación por parte de acuaristas (Mejía-Mojica, 1992), y el gran éxito de invasión que ha tenido en la región probablemente puede explicarse por su forma de reproducción, que es vivípara; su alta tasa reproductiva, ya que las hembras a los 25 mm de longitud son reproductivamente fecundas y en la práctica se mantienen activas reproductivamente toda su vida, y que no existe temporalidad en la reproducción y son receptivas en cualquier temporada del año

(Contreras-MacBeath y Ramírez, 1996). *P. gracilis* tiene una posición baja en el nivel trófico, como omnívoro-detritívoro; esta capacidad de forrajear recursos de baja calidad es una tendencia que parece ser favorable para peces de agua dulce que invaden medios lóticos (Gido y Franssen, 2007). El efecto del pecílido sobre la fauna nativa no ha sido evaluado y aunque aparentemente es una especie inerte, su valoración debe ser cuidadosamente interpretada, sobre todo por el escaso conocimiento de la fauna nativa existente previa a su liberación; tampoco en otras áreas en donde *P. gracilis* se ha establecido figura como una especie problemática (Welcomme, 1988).

Heterandria bimaculata es otro pecílido vivíparo que ha alcanzado un alto grado de invasibidad en la región, principalmente en el río Balsas; el ingreso a la cuenca quizá sea también debido a factores de actividad humana, aunque Gaspar-Dillanes (1987) sostiene que podría deberse a una dispersión natural, basada en el hecho de que esta especie no es de uso ornamental. El impacto sobre las especies nativas o el ecosistema recipiente es difícil de interpretar; no hay evidencia directa para explicar la coincidencia entre la presencia de esta especie y la extirpación en el área de *Poeciliopsis balsas*; endémico de la cuenca (Contreras-MacBeath *et al.* 1998), aunque se sabe que *H. bimaculata* puede ocasionalmente consumir huevos y larvas de otros peces (Trujillo-Jiménez y Toledo-Beto, 2007), lo que lo podría llevar a ser un probable depredador de *P. balsas*, ambas especies son próximas en tamaño y comparten muchas de las preferencias del hábitat (Miller *et al*., 2009).

Poecilia reticulata y *Xiphophorus helleri* son los pecílidos más comúnmente usados en el comercio del acuarismo en todo el mundo y con mucha frecuencia son introducidos en los ambientes acuáticos (Rajeev *et al.*, 2008; Pino y del Carpio *et al.*, 2010). Ambas especies están presentes en el área de la cuenca del río Balsas desde 1960 (Contreras-Balderas y Escalante, 1984) y la presión del propágulo por parte de los criadores de estas especies es alta; se reproducen en muchas de las granjas menos tecnificadas de la región y regularmente escapan al cultivo; sin embargo, tienen poblaciones muy pobres y restringidas en sitios bien localizados, en donde encuentran condiciones de flujo menos adversas y comparten el hábitat con un menor número de especies, regularmente muy cercanas o aledañas a las granjas de producción de donde provienen.

La mayor parte de la transferencia de las "tilapias", particularmente de los géneros *Tilapia* y *Oreochromis*, se hizo con destino a la acuicultura, ya que se trata de especies conocidas por la facilidad con que se crían y reproducen en estanques, incluso que pueden vivir en aguas salobres y algunas han llegado a ser observadas en aguas marinas (Kirk, 1972; Gaspar-Dillanes y Barba-Torres, 2004). Muchos ejemplares escaparon o fueron agregados a embalses naturales y artificiales, donde se han establecido. Las poblaciones naturales son explotadas comercialmente porque se han constituido en una pesquería continental en un número cada vez mayor de países.

La tilapia es una especie que se ha adaptado favorablemente a las condiciones ambientales de México, sobre todo en las presas que se localizan en zonas cálidas, y ha colonizado con éxio los reservorios en los que ha sido introducida. Se encuentra en casi todos los embalses del centro del país; como ejemplos se tienen las presas Miguel Alemán (Temascal), Benito Juárez (Jalapa de Marqués) en Oaxaca; Adolfo López Mateos (Infiernillo), donde se somete a fuertes capturas, y José Ma. Morelos (La Villita), ambas en los límites entre los estados de Michoacán y Guerrero; El Rodeo y Coatetelco en Morelos.

Otras especies de cíclidos, principalmente sudamericanos, tienen también un gran número de especies establecidas dentro del área; la más abundante y extendida es *A. nigrofasciata*, que probablemente ha tenido un papel determinante en la reducción de la población del cíclido nativo *Cichlasoma istlanum* en la región del río Balsas (Contreras-MacBeath *et al.* 1998), y aunque hay evidencia que indica que no existe ninguna interacción en el nivel trófico (Trujillo-Jiménez, 1998), sí hay indicios de la fuerte competencia por el espacio reproductivo entre estos cíclidos; ambas especies son desovadores pelágicos de sustrato abierto y complejo cuidado biparental de los huevos y crías (Contreras-MacBeath *et al*., 1998), sin embargo, *C. istlanum* es uno de los pocos cíclidos que no comparten hábitat con cogenéricos en su área de distribución, por lo que hasta cierto punto es una especie "inocente" en su conducta hacia el cuidado del nido y vigilancia de las crías, contrastado con *A. nigrofasciata,* que comparte el hábitat con un mayor número de especies de cíclidos con estrategias similares de reproducción, por lo que ha desarrollado una conducta en particular agresiva en la defensa del espacio reproductivo, que incluso es capaz de excluir agresivamente a competidores de mayor talla (McKaye, 1977; Wisenden, 1995). De igual manera, al no encontrar los mismos niveles de competencia

en el nuevo espacio, eso le permitió prolongar su temporada reproductiva y aparentemente es capaz de criar todo el año, un hecho que podemos inferir por los hallazgos de crías capturadas en todas las épocas del año, o que no es sorprendente pues en condiciones de acuario, sin ningún nivel de competencia por espacio, la especie puede reproducirse a lo largo del año (McKaye, 1977; Wisenden, 1995). Esta diferencia en la conducta reproductiva, entre especies con estrategias similares, es un factor que debe ser considerado en el manejo de especies potencialmente invasivas.

En México, las carpas han cumplido con su objetivo de beneficio netamente social, por ser un organismo resistente a una amplia gama de climas (Olmos-Tomasini, 1990), encontrándosele en lagos, ríos, lagunas, charcos temporaleros, y además se ha adaptado muy bien a estanques rústicos. Su cultivo se ha difundido en todo el territorio nacional y su consumo forma parte de la dieta de la población rural de algunas regiones muy localizadas, particularmente del centro del país.

A pesar de que en México existe de manera autóctona la familia Cyprinidae, diversas especies y subespecies de interés pesquero han sido introducidas desde el continente asiático. Muestreos realizados por los autores han demostrado que sólo tres, la carpa común, la carpa dorada y la carpa herbívora, se han establecido en los ambientes naturales.

La carpa *Cyprinus carpio* es uno de los peces cultivados actualmente más importantes en el ámbito mundial; originaria de Asia central, se ha difundido tanto al este de China como al noroeste de Europa (Balon, 1974). Al parecer fue domesticada independientemente en China milenios antes y en Europa probablemente durante la época romana; como resultado se conocen muchas variedades de carpa en el mundo, como *C. carpio* var. *communis, C. carpio* var. *specularis* y *C. carpio* var. *rubrofuscus*. En México fue introducida a fines del siglo XIX; es un pez escamoso muy resistente, que puede tolerar condiciones adversas; su reproducción comienza alrededor de los seis meses de edad y las gónadas se desarrollan relativamente grandes, por lo cual algunas veces se le conoce como "barrigona"; alcanza grandes tallas, además de ser un pez de rápido crecimiento y muy prolífico, lo que la hace ampliamente consumida por la población en ciertas localidades del centro de la República mexicana. Se ha aclimatado con éxito, al grado de ser la especie exótica con mayor amplitud de distribución geográfica. El éxito de la proliferación de esta especie se atribuye a múltiples motivos, entre los que se encuentran su rusticidad, su capacidad de resistencia a bajas concentraciones de oxígeno y su rápido crecimiento.

La carpa japonesa o dorada, *Carassius auratus* es nativa del este de Asia y se encuentra ampliamente distribuida en el mundo. En México se ignora con precisión en qué momento se introdujo, pero por los registros en la literatura se puede concluir que ocurrió a fines del siglo XIX. Su distribución en México se circunscribe a cuerpos de agua de los estados de Tlaxcala e Hidalgo; se consume en el medio rural y es cultivada en acuarios (Arredondo-Figueroa, 1976).

La carpa herbívora (*Ctenopharyngodon idella*) es originaria de Asia; debido a sus hábitos preferentemente herbívoros ha sido diseminada con amplitud en muchas partes del mundo y actualmente se le encuentra en Asia, Europa y América (Arredondo y Guzmán, 1986). En México se le localiza en la Meseta Central, abarcando cuatro grandes cuencas: Lerma-Chapala-Santiago, Balsas, Pánuco y valle de México. Se estima que en los últimos años se han incrementado notablemente los programas de extensionismo de esta especie, uno de ellos en el lago de Valle de Bravo, Estado de México, en el que ha tenido éxito su presencia para el control de malezas acuáticas.

La lobina negra (*Micropterus salmoides*) es una especie de la familia Centrarchidae, de origen neártico, que se distribuye naturalmente en la parte norte del continente americano, desde los Grandes Lagos y Red River al norte de Florida, Texas y en el norte de México hasta el río Soto La Marina (Espinosa-Pérez *et al.*, 1993).

Es un pez de aguas tranquilas, adecuado para lagos y estanques, así como para aguas de poca corriente, con fondo limoso y vegetación abundante. Se desarrolla muy bien en aguas templadas y cálidas, con temperaturas entre 20 y 27 °C, aunque se les puede encontrar en extremos de 15 y 30 °C.

A esta especie se le ha considerado de gran valor proteico, por lo que se introdujo al lago de Pátzcuaro y a otros cuerpos de agua del centro del país entre los años 1929 y 1930, básicamente con la intención de incrementar la productividad pesquera y promover el turismo (García de León, 1985).

La mojarra de agallas azules (*Lepomis macrochirus*), también incluida en la familia Centrarchidae, se distribuye desde los Grandes Lagos, Estados Unidos, hasta México. Se le considera principalmente como especie de pesca deportiva. Se cultiva como pez forrajero para la producción de otros centrárquidos. Presenta gran

capacidad de adaptación a intervalos amplios de temperatura y gran poder de reproducción.

Lepomis macrochirus está confinada sólo a ambientes lénticos en el centro de México, particularmente en el embalse de Valle de Bravo, en el Estado de México, y en el lago de Tequesquitengo en Morelos; en este mismo lago, también de manera aislada y con fines de pesca deportiva, fue introducida a mediados de los años ochenta una especie de la familia Clupeidae, la sardinita (*Dorosoma* sp.), la cual se mantiene en baja densidad poblacional debido a que experimenta mortandades masivas durante la época más fría en la región del lago, probablemente debido al abatimiento de oxígeno durante la inversión térmica invernal.

La trucha arcoíris, *Oncorhynchus mykiss*, es un pez originario de la vertiente pacífica de América del Norte; se encuentra desde Alaska hasta el norte de México y por su valor en la pesca deportiva se ha distribuido en todo el mundo. En México se encuentra de manera natural en los ríos Culiacán, Truchas, Tabacatiado y Hondo, en los estados de Sinaloa, Durango y Chihuahua. Actualmente se distribuye artificialmente en localidades como el valle de México, la Sierra Volcánica Transversal, Zacapu en Michoacán y los lagos de Zempoala en Morelos (Espinosa-Pérez *et al.*, 1993), en donde incluso ha sido introducida en pequeños arroyos en las laderas del norte de este estado, producto de escapes de estanques construidos en el cauce de los arroyos.

El desarrollo y desmedido crecimiento de las poblaciones de los loricáridos sudamericanos del género *Pterygoplichthys* (*P. disjunctivus* y *P. pardalis*), liberados en la cuenca del Balsas en los noventa, ha conducido a una baja considerable en la pesquería de tilapias y carpas en el embalse del Infiernillo, en la porción más baja de la cuenca del río Balsas; esta área, antes de la invasión por parte de los loricáridos, ostentaba niveles de producción pesquera que la posicionaban como una de las pesquerías de agua dulce más importantes de Latinoamérica. Sin embargo, partir de la introducción de estas especies de bagres armados, popularmente conocidos como "limpiavidrios" o "plecostomus", los efectos en la pesca artesanal en la región han sido evidentes; en particular *P. disjunctivus* y *P. pardalis* tienen una extensión de invasión hacia las partes bajas de la cuenca del Balsas, donde han experimentado un crecimiento considerable en condiciones ambientales de temperaturas cálidas, abundantes recursos alimenticios y aguas quietas de los embalses El Caracol e Infiernillo, en el estado de Guerrero (Mendoza *et al.*, 2009), donde han causado un desorden en la actividad pesquera y daños económicos importantes a esta actividad (Contreras-Balderas *et al.*, 2008; Stabridis *et al.*, 2009). Estos bagres sudamericanos son responsables de la caída en la producción pesquera de la también especie invasora *O. mossambicus* (Mendoza *et al.*, 2009), lo que representa un serio problema para las comunidades rurales que sostienen una pesquería comercial con esta última especie. Esto resulta controvertido, porque ambos grupos representan una amenaza para la salud de los ecosistemas; sin embargo, el hecho de estar sometida a un constante control pesquero ha mantenido a *O. mossambicus* en condiciones de baja densidad poblacional, al revés de lo que sucede con el grupo *Pterygoplichthys*, que a pesar de ser peces de talla considerable y utilizados en sus regiones de distribución natural como un pez de utilidad pesquera, por el aspecto poco común de las especies y el desconocimiento de las mismas por los pescadores de la región lo han considerado una molestia en sus actividades de pesca, más que una alternativa alimentaria y una vía para el control poblacional.

La tasa de invasibidad por parte de las especies no nativas en los cuerpos de agua de la región se ha incrementado en los últimos 20 años, favorecida principalmente por los cambios en las actividades del manejo acuícola, la cual pasó del cultivo de un pequeño grupo de especies para la producción de carne al comercio con especies producidas para el uso ornamental, siendo el estado de Morelos uno de los principales productores en el ámbito nacional y el Distrito Federal el principal centro de ingreso de especies ornamentales provenientes de todo el mundo (Contreras-MacBeath *et al.*, 1998; Ramírez-Martínez *et al.*, 2010; Huidobro *et al.*, 2013).

La carencia de regulación para la importación e introducción de nuevas especies al mercado permite que prácticamente cualquier organismo acuático pueda ser introducido para ser cultivado con muy poco control. Los resultados de la escasa o nula regulación para la importación y cultivo de nuevas especies en la región han traído como consecuencia que la tasa de introducción y establecimiento de nuevas especies para la región sea de aproximadamente una especie cada cinco años. Sin embargo, ante la carencia de una respuesta inmediata a este problema ecológico y debido al evidente aumento en el ámbito nacional de especies consideradas invasoras y una amenaza a la biodiversidad nativa de México, la Conabio ha promovido

una estrategia nacional para la prevención, el control y la erradicación de estas especies, que se espera sea el instrumento legal para regular la importación, el manejo y la erradicación de especies que potencialmente ponen en riesgo la flora y fauna de muchos de los ecosistemas acuáticos en México.

Uno de los temas pendientes relacionados con la propagación de las especies invasoras, y que nos lleva a pensar que la situación empeorará en el futuro, tiene que ver con los incentivos y las políticas perversas, ya que a pesar de que ahora exista la estrategia antes mencionada y de que el Plan Nacional de Desarrollo 2007-2012 indica de manera clara que "las actividades que se realizan en el campo y mares transiten hacia la modernidad en sinergia con otras actividades no agropecuarias del medio rural, definiendo entre otras cosas, que los productores del sector aprovechen y preserven la biodiversidad y los ecosistemas bajo los principios de sustentabilidad", aún se siguen introduciendo millones de ejemplares de especies exóticas en los ambientes naturales del país. Un buen ejemplo de esta situación es la del lago más grande de México, Chapala, que tiene una superficie de 1 100 km^2 y que alberga seis especies de charales (*Chirostoma jordani*, *C. chapalae*, *C. labarcae*, *C. arge*, *C. consocium* y *C. contrerasi*), tres de pescado blanco (*C. lucius*, *C. sphyraena* y *C. promelas*), así como otras endémicas como *Ictalurus ochoterenai*, *I. dugesii*, *Yuriria chapalae*, *Algansea popoche* y *Tetrapleurodon spadiceus*, muchas de las cuales se encuentran en riesgo de extinción, pero que, a pesar de esta situación, por presiones sociales son sembradas con especies exóticas, principalmente tilapias y carpas. En este sentido, en 2011 la Comisión de Pesca y Acuacultura (Conapesca) se congratulaba por haber sembrado un millón de crías de tilapia y programaba sembrar otros cuatro millones (boletín de prensa de Sagarpa, Jalisco, 16 de junio de 2011).

Con esto no se quiere decir que no deba haber la promoción de actividades piscícolas en ambientes naturales, ya que se sabe del importante beneficio nutricional y en algunos casos económico que esto ha traído a comunidades marginadas de México, sino que, además de éstas, debería haber al menos esfuerzos institucionales para rescatar las especies ícticas nativas, cosa que a la fecha no ha sucedido aun en áreas naturales protegidas que albergan especies ícticas amenazadas, como Chapala, que es un sitio Ramsar.

REFERENCIAS

Abell, R., M.L. Thieme, C. Revenga, M. Bryer, M. Kottelat, N. Bogutskaya, B. Coad, N. Mandrak, S. Contreras-Balderas, W. Bussing, M.L.J. Stiassny, P. Skelton, G.R. Allen, P. Unmack, A. Naseka, R. Ng, N. Sindorf, J. Robertson, E. Armijo, J.V. Higgins, T.J. Heibel, E. Wikramanayake, D. Olson, H.L. López, R.E. Reis, J.G. Lundberg, M.H. Sabaj Pérez y P. Petry. 2008. Freshwater ecoregions of the world: A new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. *BioScience* **58**(5):403-414.

Aguirre Muñoz, A., R. Mendoza Alfaro, *et al*. 2009. Especies exóticas invasoras: impactos sobre las poblaciones de flora y fauna, los procesos ecológicos y la economía, en *Capital natural de México*, vol. II: *Estado de conservación y tendencias de cambio*. Conabio, México, pp. 277-318.

Arredondo F., J.L., y A.M. Guzmán. 1986. Actual situación taxonómica de las especies de la tribu Tilapinii (Pisces: Cichlidae) introducidas en México. *An. Inst. Biol., Ser. Zool., Univ. Nal. Autón. Méx*. **56**(2):555-572.

Arredondo-Figueroa, J.L. 1976. Especies acuáticas de valor alimenticio introducidas en México. Tesis de licenciatura, Facultad de Ciencias, UNAM, México.

Balon, E.K. 1974. Domestication of the carp *Cyprinus carpio* L. Life Sciences Misc. Pub. Royal Ontario Museum, Toronto.

Bernal-Brooks, F.W. 1998. The lakes of Michoacán (Mexico): A brief history and alternative point of view. *Freshw. Forum* **10**:20-34.

Brook, B.W., N.S. Sodhi y C.J.A. Bradshaw. 2008. Synergies among extinction drivers under global change. *Trends Ecol. Evol*. **23**:453-460.

Clavero, M., y E. García-Berthou. 2005. Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends Ecol. Evol*. **20**:110.

Contreras-Balderas, S. 1999. Annotated checklist of introduced invasive fishes in Mexico, with examples of some recent introductions, en R. Claudi y J.H. Leach (eds.), *Non-indigenous freshwater organisms: Vectors, biology, and impacts*. Lewis Publishers, Boca Ratón, pp. 35-54.

Contreras-Balderas, S., y M.A. Escalante. 1984. Distribution and known impacts of exotic fishes in Mexico, en W.R. Courtenay Jr. y J.R. Stauffer Jr. (eds.), *Distribution, biology, and management of exotic fishes*. Baltimore, Johns Hopkins University Press, pp. 102-30.

Contreras-Balderas, S., G. Ruiz-Campos, J.J. Schmitter-Soto, E. Díaz-Pardo y T. Contreras-MacBeath, M. Medina-Soto, L. Zambrano-González, A. Varela-Romero, R. Mendoza-Alfaro, C. Ramírez-Martínez, M.A. Leija-Tristán, P. Almada-Villela, D.A. Hendrickson y J. Lyons. 2008. Freshwater fishes and water status in Mexico: A country-wide appraisal. *Aquat. Ecosyst. Health* **11**(3):246-256.

Contreras-MacBeath, T. 2005. Fish conservation in Mexico with emphasis in livebearing species, en M.C. Uribe y H.J. Grier (eds.), *Viviparous fishes*. New Life Publishers, pp. 401-414.

Contreras-MacBeath, T., y H.E. Ramírez. 1996. Some aspects of the reproductive strategy of *Poeciliopsis gracilis* (Osteichthyes: Poeciliidae) in the Cuautla River, Morelos, Mexico. *J. Freshw. Ecol*. **11**:327-338.

Contreras-MacBeath, T., H. Mejía M. y R. Carrillo W. 1998. Negative impact on the aquatic ecosystems of the state of Morelos from introduced aquarium and other commercial fish. *Aquarium Sciences and Conservation* **2**:1-12.

Contreras-MacBeath, T., M. Brito Rodríguez, V. Sorani, C. Goldspinck y G. McGregor. (En prensa). Richness and endemism of the freshwater fishes of Mexico. *Journal of Threatened Taxa*.

Corona, A.M., V.H. Toledo y J.J. Morrone. 2007. Does the Trans-Mexican Volcanic Belt represent a natural biogeographic unit? An analysis of the distribution patterns of Coleoptera. *J. Biogeogr.* **34**:1008-1015.

Darwall, W., K. Smith, D. Allen, M. Seddon, G. McGregor Reid, V. Clausnitzer y V. Kalkman. 2009. Freshwater biodiversity: A hidden resource under threat, en J.C. Vié, C. Hilton-Taylor y S.N. Stuart (eds.), *Wildlife in a changing world – an analysis of the 2008 IUCN Red list of threatened species*. International Union for the Conservation of Nature, Gland, pp. 43-54.

De la Vega-Salazar, M.Y. 2006. Estado de conservación de los peces de la familia Goodeidae (Cyprinodontiformes) que habitan la mesa central de México. *Rev. Biol. Trop.* **54**(1):163-177.

Díaz-Pardo, E., A. Godínez-Rodríguez, E. López López y E. Soto Galera. 1993. Ecología de los peces de la cuenca del río Lerma, Méx. *An. Esc. Nac. Cienc. Biol*. **39**:103-127.

DOF. 2010. NOM-059-SEMARNAT-2010. Norma Oficial Mexicana. Protección Ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres, categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. *Diario Oficial de la Federación*, 30 de diciembre de 2010.

Domínguez-Domínguez, O., E. Martínez-Meyer, L. Zambrano y G. Pérez-Ponce de León. 2006. Using ecological-niche modeling to prioritize conservation areas in the Mesa Central of Mexico: A case study with livebearing freshwater fishes (Goodeidae). *Conserv. Biol.* **20**:1730-1739.

Domínguez-Domínguez, O., L. Zambrano, L.H. Escalera-Vázquez, R. Pérez-Rodríguez y G. Pérez-Ponce de León. 2008. Cambio en la distribución de godeidos (Osteichthyes: Cyprinodontiformes: Goodeidae) en cuencas hidrológicas del centro de México. *Rev. Mex. Biodivers.* **79**:501-512.

Dudgeon, D., A.H. Arthington, M.O. Gessner, Z. Kawabata, D.J. Knowler, C. Lévêque, R.J. Naiman, A. Prieur-Richard, D. Soto, M.L.J. Stiassny y C.A. Sullivan. 2006. Freshwater biodiversity: Importance, threats, status and conservation challenges. *Biol. Rev*. **81**:163-182.

Espinosa-Pérez, H., M.T. Gaspar Dillanes y P. Fuentes Mata. 1993. *Listados faunísticos de México. III. Los peces dulceacuícolas mexicanos*. Instituto de Biología, UNAM.

Fisher, C.T., H.P. Pollard, I. Israde-Alcántera,V.H. Garduño-Monroy y S.K. Banerjee. 2003. A reexamination of human-induced environmental change within the Lake Pátzcuaro basin, Michoacán, Mexico. *Proc. Nat. Acad. Sci*. **100**:4957-4962.

García de León, F.J. 1985. Relaciones alimenticias y reproductivas entre *Chirostoma estor* y *Micropterus salmoides* en el lago de Pátzcuaro, Michoacán. *Memorias del VIII Congreso Nacional de Zoología*, SOMEXZOOL, agosto de 1985, Saltillo, pp. 41-59.

Garrido, A., M.L. Cuevas, H. Cotler, D.I. González y R. Tharme. 2010. El estado de alteración ecohidrológica de los ríos de México, en A.H. Cotler (coord.), *Las cuencas hidrográficas de México: diagnóstico y priorización*. Semarnat–INE–FGRA, México, pp. 108-111.

Gaspar-Dillanes, M.T. 1987. Nuevo registro de *Heterandria (Pseudoxiphophorus) bimaculata* (Heckel, 1848) en la vertiente del Pacífico mexicano. (Pisces: Poeciliidae). *An. Inst. Biol., UNAM ser. Zool.* **58**(2):933-938.

Gaspar-Dillanes, M.T., y J.F. Barba-Torres. 2004. Peces de la laguna de Tamiahua, Veracruz, México, en M.L. Lozano-Vilano y A.J. Contreras-Balderas (eds.), *Libro homenaje al Dr. Andrés Reséndez Medina. Un ictiólogo mexicano*. UANL, México, pp. 141-191.

Gido, K.B., y N.R. Franssen. 2007. Invasion of stream fishes into low trophic positions. *Ecol. Freshw. Fish* **16**:457–464.

Gurevitch, J., y D.K. Padilla. 2004. Are invasive species a major cause of extinctions? *Trends Ecol. Evol.* **19**:470-474.

Helmus, M.R., L.B. Allen, O. Domínguez-Domínguez, E. Díaz-Pardo, P. Gesundheit, J. Lyons y N. Mercado-Silva. 2009. Threatened fishes of the world: *Allotoca goslinei* Smith and Miller, 1987 (Goodeidae). *Environ. Biol. Fish.* **84**:197-198.

Huidobro, L., J.J. Morrone, J.L. Villalobos y F. Álvarez. 2006. Distributional patterns of freshwater taxa (fishes, crustaceans, and plants) from the Mexican transition zone. *J. Biogeogr*. **33**:731-741.

Huidobro, L., X. Valencia D., N. Álvarez P. y H. Espinosa P. 2013. Peces, en *Biodiversidad del Distrito Federal*. Gobierno del Distrito Federal–Conabio (en prensa).

Kirk, R.G. 1972. A review of the recent development in tilapia culture with special reference to fish farming in the heated effluents of power stations. *Aquaculture* **1**:45-60.

Langhammer, J. 1995. *Skiffia francesae* a fish on the edge of tomorrow! Can we save it? *Aquat. Survival* **4**(4):4-7.

Magurran, A.E. 2009. Threats to freshwater fish. *Science* **325**(5945):1215-1216.

Malmqvist, B., y S. Rundle. 2002. Threats to the running water ecosystems of the world. *Environ. Conserv*. **29**(2):134-153.

McKaye, K.R. 1977. Competition for breeding sites between the Cichlid fishes of Lake Jiloá, Nicaragua. *Ecology* **58**:291-302.

MEA [Millennium Ecosystem Assessment]. 2005. *Ecosystems and human well-being: Synthesis*. Washington, DC, Island Press.

Mejía-Mojica, H. 1992. Nuevo registro de *Poeciliopsis gracilis* (Heckel, 1848) (Pisces: Poeciliidae), para la cuenca del río Balsas. *Univ. Cienc. Tecnol. Morelos. Mx*. **2**(2):131-136.

Mejía-Mojica, H., F. Rodríguez Romero y E. Díaz-Pardo. 2012. Recurrencia histórica de peces invasores en la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla, México. *Rev. Biol. Trop*. **60**:669-681.

Mendoza, R., B. Cudmore, R. Orr, J. Fisher, S. Contreras, W. Courtney, P. Koleff, N. Mandrak, P. Álvarez, M. Arroyo, C. Escalera, A. Guevara, G. Greene, D. Lee, A. Orbe, C. Ramírez y O. Strabidis. 2009. *Trinational risk assessment guidelines for aquatic alien invasive species test cases for the snakeheads (Channidae) and armored catfishes (Loricariidae) in North American inland waters*. Commission for Environmental Cooperation, Montreal.

Mercado-Silva, N., M.R. Helmus y M.J.V. Zanden. 2009. The effects of impoundment and non-native species on a river food web in Mexico's central plateau. *River Res. Applic*. **25**:1090-1108.

Miller, R.R. 2005. *Freshwater fishes of Mexico*. The University of Chicago Press.

Miller, R.R., W.L. Minckley y S.M. Norris. 2009. *Peces dulceacuícolas de México*. Conabio–SIMAC–Ecosur–DFC, México.

Morrone, J. 2005. Hacia una síntesis biogeográfica de México. *Rev. Mex. Biodivers*. **76**:207-252.

Nelson, J.S. 2006. *Fishes of the world*. John Wiley, Nueva York.

Olmos-Tomasini, E. 1990. *Situación actual y perspectivas de las pesquerías derivadas de la acuacultura*. Sepesca, México.

Pimentel, D., R. Zúñiga y D. Morrison. 2005. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecol. Econ.* **52**:273-288.

Pino del Carpio, A., R. Miranda y J. Puig. 2010. Non-native freshwater fish management in biosphere reserves. *Manag. Biolog. Invasions* **1**:13-33.

Rajeev, R., G. Prasad, P.H. Anvar-Ali y B. Pereira. 2008. Exotic fish species in a global biodiversity hotspot: Observations from River Chalakudy, part of Western Ghats, Kerala, India. *Biol. Conserv*. **10**:37-40.

Ramírez-Martínez, C., R. Mendoza Alfaro y C. Aguilera González. 2010. Estado actual y perspectivas de la producción y comercialización de peces de ornato en México. Universidad Autónoma de Nuevo León, Monterrey.

Revenga, C., J. Brunner, N. Henninger, K. Kassem y R. Payne. 2000. *Pilot analysis of global ecosystems: Freshwater systems*. World Resources Institute, Washington, DC.

Ricciardi, A., y J.B. Rasmussen. 1999. Extinction rates of North American freshwater fauna. *Conserv. Biol*. **13**(5):1220-1222.

Salafsky, N., D. Salzer, A.J. Stattersfield, C. Hilton-Taylor, R. Neugarten, S.H.M. Butchart, B. Collen, N. Cox, L.L. Master, S. O'Connor y D. Wilkie. 2008. A standard lexicon for biodiversity conservation: Unified classifications of threats and actions. *Conserv. Biol*. **22**(4):897-911.

Stabridis, A.O., A. Guevara S., R. Mendoza A., C. Ramírez M., C. Escalera G. y P. Koleff y D.L. 2009. Análisis socioeconómico de los efectos de la familia Loricariidae en México: el caso de la presa Adolfo López Mateos (El Infiernillo), en *Directrices trinacionales para la evaluación de riesgos de las especies acuáticas exóticas invasoras*. Comisión para la Cooperación Ambiental, National Library of Canada, Quebec.

Strayer, D.L. 2010. Alien species in fresh waters: Ecological effects, interactions with other stressors, and prospects for the future. *Freshw. Biol*. **55**(1):152-174.

Trujillo-Jiménez, P. 1998. Trophic spectrum of the Cichids *Cichlasoma* (*Parapetenia*) *istlanum* and *Cichlasoma* (*Archocentrus*) *nigrofasciatum* in the Amacuzac River, Morelos. Mexico. *J. Freshw. Ecol*. **13**:465-473.

Trujillo-Jiménez, P., y H. Toledo-Beto. 2007. Alimentación de los peces dulceacuícolas tropicales *Heterandria bimaculata* y *Poecilia sphenops* (Cyprinidontiformes: Poeciliidae). *Rev. Biol. Trop*. **55**:603-615.

von Bertrab, E. 2003. Guadalajara's water crisis and the fate of Lake Chapala: A reflection of poor water management in Mexico. *Environ. Urban.* **15**:127-140.

Welcomme, R.L. 1988. International introductions of inland aquatic species. FAO *Fish Tech. Pap*. No. 294, Roma.

Wisenden, B.D. 1995. Reproductive behaviour of free-ranging convict cichlids, *Cichlasoma nigrofasciatum*. *Environ. Biol. Fish.* **43**:121-134.

Zambrano, L., E. Martínez-Meyer, N.A. Menezes y A.T. Peterson. 2006. Invasive potential of common carp (*Cyprinus carpio*) and Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) in American freshwater systems. *Can. J. Fish. Aquat. Sci*. **63**:1906-1910.

25 PECES INVASORES EN EL SURESTE DE MÉXICO

Luis Enrique Amador-del Ángel* y Armando T. Wakida-Kusunoki

* Autor para recibir correspondencia: <leamador@yahoo.com>

Amador-del Ángel, L.E. y A.T. Wakida-Kusunoki. 2014. Peces invasores en el sureste de México, en R. Mendoza y P. Koleff (coords.), *Especies acuáticas invasoras en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, pp. 425-433.

RESUMEN

Se analizó la presencia de peces invasores en el sureste de México (Tabasco, Campeche, Yucatán y Quintana Roo). Mediante una revisión bibliográfica se identificaron reportes de presencia, estatus e impactos de 12 especies: seis cíclidos, dos ciprínidos, dos loricáridos, un esciénido y un escorpénido. De los reportes, 90% se localizan en la región del sistema Grijalva, Usumacinta y laguna de Términos. Respecto al hábitat, 10 especies son dulceacuícolas, una salobre-marina y una marina; 41.66% han sido registradas a partir de los últimos cinco años. La principal vía de introducción es la acuicultura y el "repoblamiento" para el desarrollo de pesquerías; tres especies con fines ornamentales fueron introducidas accidentalmente y una fue introducida para el control biológico. La dispersión de las especies dulceacuícolas se incrementó sustancialmente debido a las grandes inundaciones registradas en amplias extensiones de Tabasco. Los peces invasores son una amenaza para la biodiversidad nativa; sin embargo, no están considerados en los planes de manejo de las áreas protegidas del sureste de México. Estas introducciones (especialmente de cíclidos y carpas) aportan beneficios socioeconómicos, por lo cual los esfuerzos para su control y erradicación deben llevarse a cabo al tiempo que se exploran opciones viables para asegurar los ingresos de las poblaciones que viven de estos recursos.

ABSTRACT

This chapter reviews the presence of invasive fish in southeastern Mexico (Tabasco, Campeche, Yucatán, and Quintana Roo). A literature survey identified occurrence reports, status, and impacts of 12 species: six species of cichlids, two cyprinids, two loricarids, one sciaenid, and one scorpaenid. Of the reports, 90% are located in the region of the Grijalva, Usumacinta and Laguna de Términos system. Regarding the habitat, of the 12 species, 10 are freshwater species, one brackish-marine and one marine; 41.66% of these have been recorded in the last five years. The main route of introduction is aquaculture and "stocking" for the development of aquaculture-based fisheries; three species were accidentally introduced as ornamentals and one as a biological control agent. The dispersal of freshwater species increased substantially due to heavy flooding in large areas of Tabasco. Invasive fish represent a significant threat to native biodiversity but are not considered in the management plans of protected areas in southeastern Mexico. These introductions (especially cichlids and carps) provide socioeconomic benefits, which is why efforts towards control and eradication should be coupled to viable alternatives that would ensure the income of the inhabitants that rely on these resources.

ESPECIES INVASORAS

En el sureste de México (Tabasco, Campeche, Yucatán y Quintana Roo) se han registrado 12 especies de peces invasores (cuadro 1); de éstas, seis son de la familia Cichlidae, cuatro de origen africano: tilapia nilótica, *Oreochromis niloticus niloticus*; la tilapia azul, *Oreochromis aureus*; la tilapia de Mozambique, *O. mossambicus*, y la tilapia del Congo, *Tilapia rendalli*, y dos nativas de América Central: las mojarras pintas, *Parachromis managuensis* y *Parachromis motaguensis*; dos de la familia Cyprinidae, de origen asiático: la carpa común *Cyprinus carpio*, así como su variedad espejo, *Cyprinus carpio* var. *specularis*, y la carpa herbívora, *Ctenopharyngodon idella*; dos de la familia Loricariidae, de origen sudamericano: *Pterygoplichthys pardalis* y *P. disjunctivus;* un esciénido norteamericano: la corvina roja, *Sciaenops ocellatus*, y un escorpénido del Indo-Pacífico, el pez león *Pterois volitans*. Por lo anterior, y tomando en cuenta la importancia ecológica de los ecosistemas del sureste de México, muchos de los cuales son considerados regiones prioritarias, resulta urgente el desarrollo de programas de prevención que impidan la introducción de nuevas especies, y de erradicación o control y manejo de las especies ya introducidas (March-Mifsut y Martínez-Jiménez, 2007).

DISTRIBUCIÓN, VÍAS DE INTRODUCCIÓN Y SITUACIÓN ACTUAL DE LAS ESPECIES ACUÁTICAS INVASORAS

De los registros de las especies acuáticas invasoras del sureste, 90% se localizan en la región hidrográfica nú-

Cuadro 1. **Peces invasores del sureste de México (Tabasco, Campeche, Yucatán y Quintana Roo)**

Especie	*Estados*	*Referencias*
Oreochromis niloticus niloticus	TAB., CAMP., YUC., QROO	Reséndez, 1981; Morales-Cruz, 1986; Olvera-Novoa *et al.*, 1994; Vidal-Martínez *et al.*, 2001; Ayala-Pérez *et al.*, 2003; Centurión-Hidalgo *et al.*, 2003; Barrientos-Medina, 2004; Vega-Cendejas y Hernández de Santillana, 2004; Espinosa-Pérez y Daza-Zepeda, 2005; Gold-Bouchout *et al.*, 2006; Amador-del Ángel *et al.*, 2009; López-López *et al.*, 2009; Rosales *et al.*, 2010; Mendoza-Carranza *et al.*, 2010; Vega-Cendejas, 2010; Castillo-Domínguez *et al.*, 2011; Macossay-Cortez *et al.*, 2011; Amador-del Ángel *et al.*, 2012
Oreochromis aureus	TAB.	López-Jiménez, 2001; Espinosa-Pérez y Daza-Zepeda, 2005
Oreochromis mossambicus	TAB., QROO, CAMP	Schmitter-Soto y Caro, 1997; Fuselier, 2001; Vega-Cendejas y Hernández de Santillana, 2004; Espinosa-Pérez y Daza-Zepeda, 2005; Schmitter-Soto, 2006; Salgado-Maldonado, 2006; Torres Castro *et al.*, 2009; Schmitter-Soto *et al.*, 2010
Tilapia rendalli	TAB.	Espinosa-Pérez y Daza-Zepeda, 2005
Parachromis managuensis	TAB., CAMP.	Olvera-Novoa *et al.*, 1994; Pineda-López, 1994; Scholz y Salgado-Maldonado, 1994; Salgado-Maldonado *et al.*, 1997; Contreras-Balderas, 1999; López-Jiménez y García-Magaña, 2000; Mendoza-Franco *et al.*, 2000; Vidal-Martínez *et al.*, 2001; Kifune *et al.*, 2004; Barrientos-Medina, 2004; Espinosa-Pérez y Daza-Zepeda, 2005; Salgado-Maldonado, 2006; Salgado-Maldonado *et al.*, 2005; Amador-del Ángel *et al.*, 2009; Mendoza-Carranza *et al.*, 2010; Castillo-Domínguez *et al.*, 2011; Amador-del Ángel *et al.*, 2012
Parachromis motaguensis	TAB., CAMP.	Díaz-Pardo y Paramo-Delgadillo, 1984; Pineda-López *et al.*, 1985; Vidal-Martínez, 1995; Arias-Rodríguez y Durán-Rodríguez, 1997; Contreras-Balderas, 1999; Vidal-Martínez *et al.*, 2001; Espinosa-Pérez y Daza-Zepeda, 2005; Arias-Rodríguez *et al.*, 2006; Salgado-Maldonado, 2006; Salgado-Maldonado *et al.*, 2005
Cyprinus carpio	TAB., CAMP.	Wakida-Kusunoki y Amador-del Ángel, 2011a
Cyprinus carpio var. *specularis*	TAB.	Wakida-Kusunoki y Amador-del Ángel, 2011a
Ctenopharyngodon idella	TAB., CAMP.	Vera Herrera y Álvarez Guillén, 1999; Centurión-Hidalgo *et al.*, 2003; Espinosa-Pérez y Daza-Zepeda, 2005; Amador-del Ángel *et al.*, 2009; Mendoza-Carranza *et al.*, 2010; Amador-del Ángel *et al.*, 2012
Pterygoplichthys pardalis	TAB., CAMP.	Barba Macías y Estrada, 2007; Wakida-Kusunoki *et al.*, 2007; Wakida-Kusunoki y Amador-del Ángel, 2008; Hernández-Santos, 2008; Amador-del Ángel *et al.*, 2009; Rosales *et al.*, 2010; Barba Macías, 2010; Mendoza-Carranza *et al.*, 2010; Capps *et al.*, 2011; Wakida-Kusunoki y Amador-del Ángel 2011b; Amador-del Ángel *et al.*, 2012; Cano-Salgado *et al.*, 2012
Pterygoplichthys disjunctivus	TAB., CAMP.	Wakida-Kusunoki y Amador-del Ángel, 2008; Amador-del Ángel *et al.*, 2009; Rosales *et al.*, 2010; Wakida-Kusunoki y Amador-del Ángel, 2011b; Amador-del Ángel *et al.*, 2012
Sciaenops ocellatus	CAMP.	Wakida-Kusunoki y Santos-Valencia, 2008
Pterois volitans	YUC., QROO	Schofield, 2009; 2010; Aguilar-Perera y Tuz-Sulub, 2010

Véanse láminas 25.1-13

mero 30 o región del sistema Grijalva del Usumacinta (Fig. 1), formada por las cuencas hidrográficas del Grijalva, Usumacinta y de la laguna de Términos, que en Tabasco ocupan 41.45, 29.24 y 4.53%, respectivamente, mientras que el restante 10% se encuentra dentro de la región hidrográfica número 29 o región del Coatzacoalcos, formada por dos cuencas: la del Coatzacoalcos y la del Tonalá y lagunas del Carmen y la Machona. Ambas regiones están consideradas como las más húmedas del país, en primero y segundo lugares, respectivamente.

La presencia de las 12 especies de peces exóticos o invasores registradas en el sureste se debe a la introducción con fines de acuicultura (10) y "repoblamiento" para el desarrollo de pesquerías basadas en la acuicultura (cuatro) en la cuenca Grijalva-Usumacinta (Tabasco y Campeche) promovida por programas de gobierno; si bien el gobierno federal tiene actualmente por política no sembrar en cuerpos de agua naturales especies exóticas, éstas permanecen de siembras anteriores, o las siembran los gobiernos estatales o son de cultivos privados (Ibáñez *et al*., 2011); tres especies con fines ornamentales fueron introducidas accidentalmente y una especie fue introducida para control biológico (cuadro 2). En varios casos, las introducciones se hicieron por vías múltiples; estas vías también han sido reconocidas en todo el mundo por Welcomme (1988). Respecto al hábitat, 10 especies son dulceacuícolas, una salobre-marina y una marina.

La dispersión de las especies acuáticas invasoras se ha incrementado sustancialmente por las grandes inundaciones registradas durante los meses de crecida en amplias extensiones de Tabasco, particularmente las registradas en los años 1980, 1987, 1999, 2007 y 2009; las últimas dos afectaron alrededor de 80% de la superficie del estado (Noiset y Hernández, 1991; Centro de Satélites de Información en Situaciones de Crisis (ZKI) del DLR, 2007; Gama-Campillo *et al*., 2010).

Dos de las especies acuáticas invasoras registradas se encuentran abundantemente *Oreochromis niloticus niloticus* y *Pterygoplichthys pardalis,* seis de ellas son comunes y las cuatro restantes son escasamente colectadas en los sistemas hidrológicos del sureste (cuadro 2).

Dos especies invasoras se consideran ya importantes en la captura pesquera comercial de Tabasco y Campeche, como se evidencia en las estadísticas pesqueras de 2009 para el estado de Tabasco, donde se registran capturas de 2 852 toneladas de tilapias con un valor de 57.7 millones de pesos y 854 toneladas de carpa herbívora con un valor de 7 millones de pesos (CEIEG, 2009).

Cabe mencionar que 41.66% de las especies (*Pterygoplichthys pardalis, P. disjunctivus, Sciaenops ocellatus, Cyprinus carpio*, *C. carpio* var. *specularis* y *Pterois volitans*) han sido registradas a partir de los últimos cinco años (Wakida-Kusunoki *et al*., 2007; Wakida-Kusunoki y Amador-del Ángel, 2008; Aguilar-Perera y Tuz-Sulub, 2010; Wakida-Kusunoki y Amador-del Ángel, 2011a; Wakida-Kusunoki y Amador-del Ángel, 2011b). De éstas, las carpas y los plecos tienen la posibilidad de convertirse en abundantes en el corto plazo, dados sus requerimientos de hábitat y potencial reproductivo.

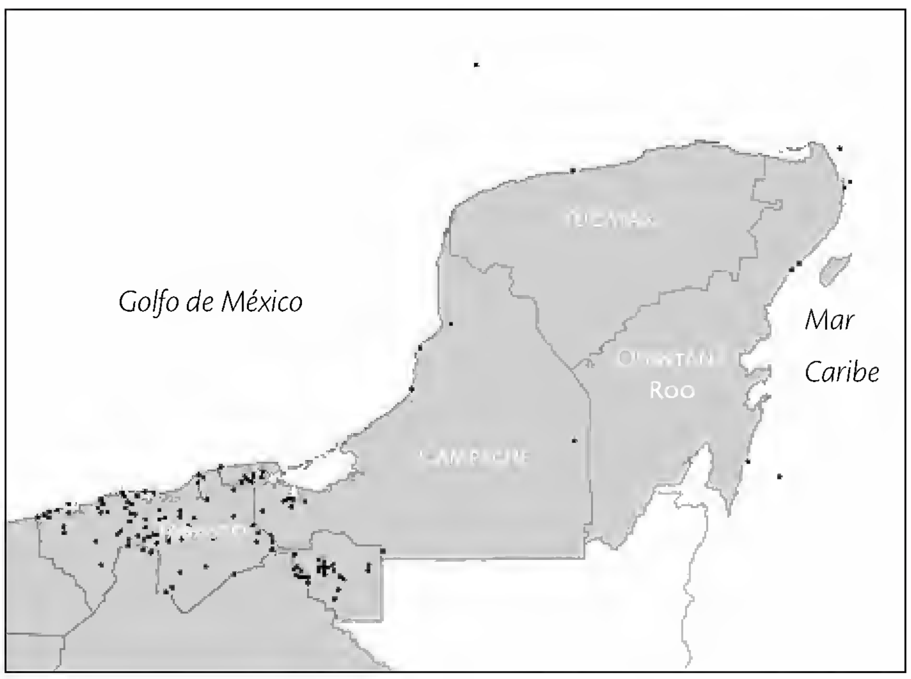


Figura 1. Distribución de peces invasores en el sureste de México

Cuadro 2. **Fuente, propósito y estatus de los peces invasores del sureste de México**

Especie	*Fuente*	*Propósito*	*Estatus*
Oreochromis niloticus niloticus	PG	A, P	Abundante
Oreochromis aureus	PG	A, P	Común
Oreochromis mossambicus	PG	A, P	Rara
Tilapia rendalli	PG	A, P	Común
Parachromis managuensis	PG	A	Común
Parachromis motaguensis	PG	A	Rara
Cyprinus carpio	PG	A	Común
Cyprinus carpio var. *specularis*	PG	A	Rara
Ctenopharyngodon idella	PG	CB	Común
Pterygoplichthys pardalis	O	Ac	Abundante
Pterygoplichthys disjunctivus	O	Ac	Común
Sciaenops ocellatus	IP	A, Ac	Rara
Pterois volitans	O	A, Ac	Rara

Fuente: PG = programas de gobierno; O = ornato; IP = iniciativa privada.
Propósito: A = acuicultura; P = pesquerías; CB = control biológico; Ac = accidental.

IMPACTOS NEGATIVOS

La introducción de especies exóticas acuáticas ha sido identificada como uno de los riesgos ambientales más críticos a los que actualmente se enfrentan las especies, los hábitats acuáticos y la biodiversidad en general (Hopkins, 2001). Así, la introducción de especies exóticas ha estado asociada con la extinción en 54% de los casos de la fauna acuática nativa mundial (Harrison y Stiassny, 1999), de 70% de los peces de Norteamérica (Lassuy, 1995) y 60% de los peces mexicanos (Contreras-Balderas, 1999).

Las especies exóticas pueden afectar a las especies nativas por medio de diferentes mecanismos, entre los cuales destacan hibridación, competencia directa por alimento y espacio, destrucción de sustratos de anidación, depredación de huevos y larvas, transferencia de patógenos, alteración del hábitat de las especies nativas, desplazamiento de especies nativas, alteración de la estructura de los niveles tróficos, resuspensión de sedimentos y turbidez en la columna de agua, modificación de los ciclos de los nutrientes e introducción y transmisión de parásitos y enfermedades (Amador-del Ángel *et al*., 2009).

El efecto negativo de muchas de las especies exóticas sobre los ecosistemas nativos en el sureste es todavía especulativo más que demostrado y necesita mayores estudios. Sin embargo, en el Usumacinta, la introducción de las tilapias en Tabasco está asociada con el desplazamiento total o parcial de casi 19 especies nativas, de las cuales por lo menos seis son endémicas (Arriaga-Cabrera *et al*., 2002), y en la laguna de Chichancanab, Quintana Roo, ha causado la virtual desaparición del cachorrito boxeador *Cyprinodon simus* y el declive de otros cinco bolines endémicos de esa laguna (Fuselier, 2001).

Lo anterior ha generado una serie de controversias, acerca de si realmente estas especies en particular ocasionan algún tipo de impacto ecológico sobre las especies nativas en la zona, pero hasta el momento se desconoce por completo; sin embargo, se deberían tomar precauciones al respecto (Espinosa-Pérez y Daza-Zepeda, 2005).

Biológicamente, las especies exóticas de peces están involucradas en daños que pueden alcanzar incluso la extirpación de especies nativas en más de 100 localidades dispersas en el país, lo que las hace un componente importante de los riesgos que amenazan con la extinción a nuestras especies. Ecológicamente, algunas de las especies introducidas pueden provocar cambios ambientales, como la carpa común, que remueve el lodo, lo cual aumenta la turbidez y la suspensión de sólidos disueltos (Zambrano *et al*. 1998). Los "peces diablo" (plecos) al anidar cavan madrigueras en las riberas, debilitándolas; ello aumenta la erosión y también pueden minar pequeñas presas y bordos. En los ámbitos social y económico, varias de estas especies (carpas, tilapias, plecos, etc.) han afectado pesquerías importantes, lo que, a su vez, afecta económicamente a poblaciones ribereñas, provocando daños a sus equipos de pesca (Wakida-Kusunoki *et al*., 2007) y ocasionando desempleo.

El análisis de riesgo asociado con la introducción, establecimiento y manejo de estas especies es una medida imprescindible para restringir de manera efectiva su expansión y controlar sus poblaciones.

Es importante mencionar que tanto en las lagunas como en los ríos existe la presencia del plecos (*Pterygoplichthys pardalis*), que afecta sobre todo las zonas lagunares por las condiciones hidrológicas y de cobertura vegetal, que han resultado ser aptas para el desarrollo de la especie (Wakida-Kusunoki *et al*., 2007; Wakida-Kusunoki y Amador-del Ángel, 2008). En opinión de algunos habitantes de Balancán, los efectos de la invasión de plecos se aprecian en problemas en las artes de pesca (56%), disminución en la pesca comercial (25%) y contaminación biológica (13%). En Tenosique, 40% mencionó daños en las redes, 40% señaló disminución en la pesca objetivo y 20% no dio información (Barba Macías y Estrada, 2007). A partir de 2007 se ha visto una disminución en la captura total (90% plecos/10% especies comerciales) de acuerdo con reportes de Cano-Salgado *et al*. (2012).

POSIBLES SOLUCIONES

Como respuesta ante las especies invasoras se han desarrollado diferentes medidas para controlar, contener o erradicar una gran gama de especies exóticas en las diferentes áreas afectadas en todo el mundo (Zavaleta *et al*., 2001). Según Wittenberg y Cock (2001), existen cuatro estrategias principales para lidiar con especies exóticas problemáticas que han establecido poblaciones en un área determinada: la erradicación, la contención, el control y la mitigación.

Diversos sectores, entre los que destaca el académico, han señalado la necesidad de implementar medi-

das de prevención y control de especies exóticas. Sin embargo, apenas se está gestando una política nacional transversal para atender las cuestiones relacionadas con especies introducidas en hábitats naturales. El marco general actual es más bien restrictivo.

Se requiere la participación de diferentes instancias gubernamentales y académicas para llevar a cabo acciones estratégicas encaminadas a evitar la entrada de nuevas especies invasoras, prevenir y contener la expansión de aquellas ya presentes en el territorio nacional y erradicar las que afectan la biota y los ecosistemas del país. Es fundamental que las acciones se lleven a cabo en función de prioridades determinadas por el grado de amenaza a nuestra biodiversidad y por la viabilidad tanto técnica como financiera (Conabio *et al*., 2006).

Es claro que la solución no recae en la prohibición del uso y la erradicación de especies exóticas; de ahí la necesidad de aplicar programas preventivos en los que se haga un análisis de riesgo y de que se empleen herramientas como el HACCP (análisis de riesgos y puntos críticos de control) para evitar escapes accidentales. Es necesario privilegiar el desarrollo y la aplicación de opciones de manejo y biotecnologías alternativas que consideren el uso de especies nativas.

En el caso de las especies exóticas acuáticas se requeriría la adopción de la reglamentación internacional vigente sobre aguas de lastre, la cual ha sido puesta en práctica en varios países. Es imprescindible la adopción de medidas precautorias, como los análisis de riesgo, para la importación de especies que todavía no se encuentran en territorio nacional, así como para las transfaunaciones. En este mismo contexto, es necesario definir listas negras y blancas basadas en la medida de lo posible en las de países cercanos, para que así se proteja toda la región ecológica. También es importante la aplicación de normas por cuenca y en especial para aquellos cuerpos de agua aledaños a las áreas naturales protegidas.

LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN QUE DEBEN FOMENTARSE

Las especies invasoras representan una oportunidad única de investigación desde el punto de vista de la conservación y para avanzar en la comprensión ecológica de las invasiones. Se debería concentrar en las fases de introducción e impactos, o la comparación de las especies nativas y las invasoras para entender las relaciones de nicho; la fase de establecimiento ha sido la más atendida y muchos estudios han demostrado que las especies introducidas con mayor frecuenciatienen altas tasas de establecimiento debido probablemente a la fuerte selección humana basada en su morfología. La presión de propagación es poco conocida y probablemente incide en las conclusiones. Sin embargo, la investigación sobre la fase de establecimiento no debe cesar, pero se debe dar mayor prioridad a las investigaciones de la fase de introducción (Puth y Post, 2005). Los datos sobre transporte, venta, liberación y escape de peces de agua dulce en el medio silvestre son necesarios. La introducción de peces no autorizados e ilegales (García-Berthou y Moreno-Amich, 2000; Rahel, 2004) debería recibir más atención, tanto desde la investigación académica (por ejemplo, la frecuencia, la fuente y los tipos de transportes y liberaciones) como de los organismos gubernamentales (mecanismos para reducir estas introducciones). A pesar de la considerable atención que reciben las especies invasoras, se tienen pocos datos disponibles sobre su dispersión y dinámica de población y sobre sus impactos ecológicos (y de las nativas), por lo que sus efectos sobre las poblaciones nativas, las comunidades y los ecosistemas son en gran medida desconocidos (Parker *et al*. 1999; Simberloff, 2006). Las invasiones son fundamentalmente procesos al nivel de población, pero que rara vez se estudian como tales (Sakai *et al*. 2001; Peterson *et al*. 2002). Poco se sabe sobre los impactos de la mayoría de las especies invasoras sobre las especies nativas y en el funcionamiento del ecosistema (Levine *et al*. 2003; Dukes y Mooney, 2004). Estudios más observacionales y experimentales sobre la ecología de poblaciones y el impacto de especies invasoras se necesitan con urgencia. La información sobre los efectos ecológicos que contiene la Base de Datos sobre Introducciones de Especies Acuáticas (DIAS) necesita ser actualizada, y otras como FishBase han mejorado mucho referenciando los impactos ecológicos y brindando información objetiva sobre los impactos ecológicos de las especes invasoras. Por último, también se necesita una mayor integración de enfoques, como el análisis de las características del ciclo de vida de las especies invasoras a lo largo de un espacio (por ejemplo, la latitud) o en múltiples escalas, y la exploración de las hipótesis que incorporan características de ambos, el invasor y el sistema receptor (Ricciardi y Atkinson, 2004).

CONCLUSIONES

Las especies no nativas de peces de agua dulce no están consideradas en los planes de manejo de las áreas protegidas del sureste de México. Dichas especies son una amenaza significativa para la biodiversidad nativa, pero las introducciones (especialmente de cíclidos y carpas) representan beneficios socioeconómicos. En este escenario, los esfuerzos en el control y erradicación de las especies no nativas deben llevarse a cabo paralelamente a la propuesta de opciones viables para asegurar los ingresos de las poblaciones que viven de estos recursos.

REFERENCIAS

Aguilar-Perera, A., y A. Tuz-Sulub. 2010. Non-native, invasive red lionfish (*Pterois volitans* Linnaeus, 1758: Scorpaenidae), is first recorded in the southern Gulf of Mexico, of the northern Yucatan Peninsula, Mexico. *Aq. Inv.* **5**(2):S9-S12.

Amador-del Ángel, L.E., A.T. Wakida-Kusunoki, E. Guevara, R. Brito y P. Cabrera Rodríguez. 2009. Peces invasores de agua dulce en la región de la laguna de Términos, Campeche. *U. Tecnociencia* **3**(2):11-28.

Amador-del Ángel, L.E., E. Guevara, R. Brito, A.T. Wakida-Kusunoki y P. Cabrera-Rodríguez. 2012. Aportaciones recientes al estudio de la ictiofauna del Área Natural de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos, Campeche, en A. Ruiz-Marín, Y. Canedo-López, J.C. Zavala-Loría, S.C. Campos-García, M.Y. Sabido-Pérez, L.A. Ayala-Pérez y L.E. Amador-del Ángel (eds.), *Aspectos hidrológicos y ambientales en la laguna de Términos*. Universidad Autónoma del Carmen, pp, 128-154.

Arias-Rodríguez, L., y A.L. Durán-González. 1997. Estudio citogenético en el guapote tigre *Cichlasoma managuense* (Gunther, 1869) (Pisces: Cichlidae), en *Abstracts, V Congreso Nacional de Ictiología,* Mazatlán.

Arias-Rodríguez, L., S. Páramo-Delgadillo y A.L. Durán-González. 2006. Caracterización citogenética del pez tropical de agua dulce *Parachromis managuensis* (Pisces: Cichlidae). *Rev. Biol. Trop.* **54**(1):35-42.

Arriaga-Cabrera, L., V. Aguilar y J. Alcocer. 2002. *Aguas continentales y diversidad biológica de México*. 91. Balancán, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. <*www.conabio.gob.mx/conocimiento/regionalizacion/doctos/rhp_091.html*>.

Ayala-Pérez, L.A., J. Ramos-Miranda y D. Flores-Hernández. 2003. La comunidad de peces en la laguna de Términos: estructura actual comparada. *Rev. Biol. Trop.* **51**(3-4):738-794.

Barba-Macías, E. 2010. Situación actual de los recursos acuáticos en Tabasco: impacto económico y social de los plecos (Loricáridos), en CANEI (Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras). *Estrategia nacional sobre especies invasoras en México, prevención, control y erradicación*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Comisión Nacional de Áreas Protegidas, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México, p. 58.

Barba-Macías, E., y F. Estrada. 2007. Taller sobre el aprovechamiento y manejo integral del plecos (pez diablo) en los municipios de Tenosique y Balancán, Tabasco. *Produce Tabasco* **1**(4):5-6.

Barrientos-Medina, R.C. 2004. Diversidad de mojarras (Teleostei: Cichlidae) en el suroeste de Campeche, México, en M.L. Lozano-Vilano y A.J. Contreras-Balderas (eds.), *Homenaje al Dr. Andrés Reséndez Medina, un ictiólogo mexicano*. Universidad Autónoma de Nuevo León, pp. 235-249.

Cano-Salgado, M.P., E. Bello-Baltazar y E. Barba Macías. 2012. Innovación social y capacidad de organización de las cooperativas pesqueras en el municipio de Balancán, Tabasco, México. *Estudios Sociales: Revista de investigación científica* **20**(39):65-97.

Capps, K.A., L.G. Nico, M. Mendoza-Carranza, W. Arévalo-Frías, A.J. Ropicki, S.A. Heilpern y R. Rodiles-Hernández. 2011. Salinity tolerance of non-native suckermouth armoured catfish (Loricariidae: *Pterygoplichthys*) in south-eastern Mexico: Implications for invasion and dispersal. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* **21**:528-540.

Castillo-Domínguez, A., E. Barba Macías, A. de Jesús Navarrete, R. Rodiles-Hernández y M.L. Jiménez Badillo. 2011. Ictiofauna de los humedales del río San Pedro, Balancán, Tabasco, México. *Rev. Biol. Trop.* **59**(2):693-708.

CEIEG. 2009. *Anuario Estadístico de Tabasco*. Comité Estatal de Información Estadística y Geográfica de Tabasco. <*http://cteeg.tabasco.gob.mx/anuarios/2009/index.php*>.

Centro de Satélites de Información en Situaciones de Crisis. 2007. ZKI kartiert Überschwemmungen in Mexiko mit hochauflösendem Radarsatellit TerraSAR-X. <*www.zki.dlr.de/de/article/1119*>.

Centurión-Hidalgo, D., J. Espinosa Moreno, J.E. Poot Matu y J.G. Cázares Camero. 2003. *Cultura alimentaria tradicional de la región sierra de Tabasco*. UJAT, Sigolfo.

Conabio, Aridamérica, GECI y TNC. 2006. Memoria del taller "Especies invasoras de alto impacto a la biodiversidad: prioridades en México". Comisión Nacional para el Conocimiento de la Biodiversidad, Ciudad de México, mayo de 2006, p. 41 y anexos. <*www.participacionambiental.org.mx/IMG/pdf/2006_05_Taller_Sp._Invasoras_DOCUMENTO.pdf*> (consultada en febrero de 2012).

Contreras-Balderas, S. 1999. Annotated checklist of introduced invasive fishes in Mexico, with examples of some recent introductions, en R. Claudi y J.H. Leach (eds.), *Non-indigenous freshwater fishes: Vectors, biology, and impacts*. Lewis Publ., Washington, pp. 33-54.

Díaz-Pardo, E., y S. Paramo-Delgadillo. 1984. Dos nuevos registros para la ictiofauna dulceacuícola Mexicana. *An. Esc. Nac. Cienc. Biol.* **28**:19-28.

Dukes, J.S., y H.A. Mooney. 2004. Disruption of ecosystem processes in western North America by invasive species. *Rev. Chil. Hist. Nat.* **77**(3):411-437.

Espinosa-Pérez, H. y A. Daza-Zepeda. 2005. Peces, en J. Bueno, F. Álvarez y S. Santiago (eds.), *Biodiversidad del estado de*

Tabasco. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México–Comisión Nacional de Biodiversidad, México, pp. 225-240.

Fuselier, L. 2001. Impacts of *Oreochromis mossambicus* (Perciformes: Cichlidae) upon habitat segregation among cyprinodontids (Cyprinodontiformes) of a species flock in Mexico. *Rev. Biol. Trop.* **49**(2):647-656

Gama-Campillo, L., E. Moguel-Ordóñez, C. Villanueva-García, M.A. Ortiz-Pérez, H.D. López, R.C. Torres y M.E. Macías-Valadez. 2010. Floods in Tabasco, Mexico. History and perspectives, en D. de Wrachien, D. Proverbs, C.A. Brebbia y S. Mambretti (eds.), *Flood recovery, innovation and response II*. WIT Press, pp. 25-34.

García-Berthou, E., y R. Moreno-Amich. 2000. Introduction of exotic fish into a Mediterranean lake over a 90-year period. *Arch. Hydrobiol.* **149**:271-284.

Gold-Bouchout, G., O. Zapata-Pérez, G. Rodríguez-Fuentes, V. Ceja-Moreno, M. del Río-García y E. Chan-Cocom. 2006. Biomarkers and pollutants in the Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*, in four lakes from San Miguel, Chiapas, Mexico. *Int. J. Environ. Poll.* **26**(1/2/3):129-141.

Harrison, I.J., y M.J. Stiassny. 1999. The quiet crisis: A preliminary listing of the freshwater fishes of the world that are extinct or “missing in action”, en MacPhee (ed.), *Extinctions in near time*. Nueva York, Kluwer Academic–Plenum Publishers, pp. 271-331.

Hernández-Santos, M.E. 2008. Aspectos reproductivos del loricárido *Pterygoplichthys pardalis* (Castelnau, 1855) en la laguna de las Ilusiones, Tabasco, México. Tesis profesional de licenciatura en biología. División Académica de Ciencias Biológicas, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.

Hopkins, C.C.E. 2001. *Actual and potential effects of introduced marine organisms in Norwegian waters, including Svalbard,* Research report 2001-1, Directorate for Nature Management.

Ibáñez, A.L., H. Espinosa-Pérez y J.L. García-Calderón, 2011. Datos recientes de la distribución de la siembra de especies exóticas como base de la producción pesquera en aguas interiores mexicanas. *Rev. Mex. Biodiv.* **82**(3):904-914.

Kifune, T., R. Lamothe-Argumedo, L. García-Prieto, A. Oceguera-Figueroa y V. Leon-Régagnon. 2004. *Gnathostoma binucleatum* (Spirurida: Gnathostomatidae) en peces dulceacuícolas de Tabasco, México. *Rev. Biol. Trop.* **52**(2):371-376.

Lassuy, D.R. 1995. Introduced species as a factor in extinction and endangerment of native fish species. *Am. Fish. Soc. Symp.* **15**:391-396.

Levine, J.M., M. Vila, C.M. D’Antonio, J.S. Dukes, K. Grigulis y S. Lavorel. 2003. Mechanisms underlying the impacts of exotic plant invasions. *Proc. R. Soc. Lond. B* **270**:775-781.

López-Jiménez, S. 2001. Estudio parasitológico de los peces de aguas dulces del estado de Tabasco. *Gaceta Sigolfo: Sistema de investigación del Golfo de México* **2001**:8-10.

López-Jiménez, S., y L. García-Magaña. 2000. Estudio de larvas de *Gnathostoma* sp. en tres especies de peces de los pantanos de Centla, Tabasco, México. *Universidad y Ciencia* **16**(31):41-48.

López-López, E., J.E. Sedeño-Díaz, F. López-Romero y P. Trujillo-Jiménez. 2009. Spatial and seasonal distribution patterns of fish assemblages in the río Champotón, southeastern Mexico. *Rev. Fish Biol. Fish.* **19**(2):127-142

Macossay-Cortez, A., A.J. Sánchez, R. Florido, L. Huidobro, H. Montalvo-Urgel. 2011. Historical and environmental distribution of ichthyofauna in the tropical wetland of Pantanos de Centla, southern Gulf of Mexico. *Acta Ichthyol. Piscat.* **41**(3):229-245.

March-Mifsut, I.J., y Martínez-Jiménez M. 2007 (eds.). *Especies invasoras de alto impacto a la biodiversidad. Prioridades en México.* Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Jiutepec, Morelos: IMTA–Conabio–GECI–Aridamérica–The Nature Conservancy.

Mendoza-Carranza, M., D.J. Hoeinghaus, A.M. García y A. Romero-Rodríguez. 2010. Aquatic food webs in mangrove and seagrass habitats of Centla Wetland, a Biosphere Reserve in southeastern Mexico *Neotrop. Ichthyol.* **8**(1):171-178

Mendoza-Franco, E.F., V. Vidal-Martínez, L. Aguirre-Macedo, R. Rodríguez-Canul y T. Scholz. 2000. Species of *Sciadicleithrum* (Dactylogyridae: Ancyrocephalinae) of cichlid fishes from southeastern Mexico and Guatemala: New morphological data and hosts and geographical distribution. *Comp. Parasitol.* **67**(1):85-91.

Morales-Cruz, J.J. 1986. Estudio sistemático y ecológico de la ictiofauna de la laguna del Vapor, Campeche. Tesis de licenciatura en biología, Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, IPN.

Noiset, J.L., y A.S. Hernández. 1991. *Valorisation des marais par le dévéloppement de la pêche dans la région de San Pedro (Tabasco, Mexique)*. Ass. Dével. Rech. Agr. Int., Louvain-la-Neuve, Bélgica.

Olvera-Novoa, M.A., I. Piña, I. Cu y E.A. Chávez. 1994. The impact of natural invasion and an exotic introduction in the ichthyofauna of laguna de Términos, Campeche, Mexico, en D.P. Philipp, J.M. Epifanio, J.E. Marsden, J.E. Claussen y J.R. Wolotira (eds.), *Protection of aquatic biodiversity. Proc. World Fish. Cong., Theme* 3. Science Publishers, Inc. pp. 279-282.

Parker, I.M., D.Simberloff, W.M. Lonsdale, K. Goodell, M. Wonham, P. Kareiva, M.H. Williamson, B. von Holle, P.B. Moyle, J.E. Byers y L. Goldwasser. 1999. Impact: Toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biol. Invasions* **1**(1):3-19.

Peterson, D.P., K.D. Fausch y G.C. White. 2002. Population ecology of an invasion: Effects of brook trout on native cutthroat trout. *Ecol. Appl.* **14**(3):754-772.

Pineda-López, R. 1994. Ecology of the helminth communities of cichlid fish in the flood plains of southeastern Mexico. Ph. D. thesis. University of Exeter, UK.

Pineda-López, R., V. Carballo-Cruz, M.G. Fucugauchi-Suárez de Real y L. García-Magaña. 1985. Metazoarios parásitos de peces de importancia comercial de la región de Los Ríos, Tabasco, México, en *Usumacinta, investigación científica en la cuenca del Usumacinta*. Gobierno del Estado de Tabasco–Secretaría de Educación–Cultura y Recreación, Villahermosa, Tabasco, México, pp. 196-270.

Puth, L.M., y D.M. Post. 2005. Studying invasion: Have we missed the boat? *Ecol. Lett.* **8**:715-721.

Rahel, F.J. 2004. Unauthorized fish introductions: Fisheries management of the people, for the people, or by the people? *Am. Fish. Soc. Symp.* **44**:431-444.

Reséndez, A. 1981. Estudio de los peces de la laguna de Términos, Campeche, México. I. *Biotica* **6**(3):239-291.

Ricciardi, A., y Atkinson S.K. (2004). Distinctiveness magnifies the impact of biological invaders in aquatic ecosystems. *Ecol. Lett.* **7**:781-784.

Rosales, I., A. Aguirre-León, A. Ramírez-Huerta y S. Díaz-Ruiz. 2010. Análisis de comunidades de peces en dos sistemas fluvio-deltáicos asociados a laguna de Términos y evidencias de cambio en su estructura, en L.E. Amador-del Ángel, E. Guevara, X. Chiappa-Carrara, R. Brito y R. Gelabert (eds.), *Memorias del Primer Simposium para el Conocimiento de los Recursos Costeros del Sureste de México y Primera Reunión Mesoamericana para el Conocimiento de los Recursos Costeros*. Universidad Autónoma del Carmen, pp. 55-56.

Sakai, A.K., F.W. Allendorf, J.S. Holt, D.M. Lodge, J. Molofsky, K.A. With, S. Baughman, R.J. Cabin, J.E. Cohen, N.C. Ellstrand, D.E. McCauley, P. O'Neil, I.M. Parker, J.N. Thompson y S.G. Weller. 2001. The population biology of invasive species. *Annu. Rev. Ecol.Syst.* **32**:305-332.

Salgado-Maldonado, G. 2006. Checklist of helminth parasites of freshwater fishes from Mexico. *Zootaxa* **1324**:1-357.

Salgado-Maldonado, G., R. Pineda-López, L. García-Magaña, S. López-Jiménez, V.M. Vidal-Martínez y L. Aguirre-Macedo. 2005. Helmintos parásitos de peces dulceacuícolas, en J. Bueno, F. Álvarez y S. Santiago (eds.), *Biodiversidad del estado de Tabasco*. Instituto de Biología, UNAM–Comisión Nacional de Biodiversidad, México, pp. 145-166.

Salgado-Maldonado, G., R. Pineda-López, V.M. Vidal-Martínez y C.R. Kennedy. 1997. A checklist of metazoan parasites of cichlid fish from Mexico. *J. Helminthol. Soc. Wash.* **64**:195-207.

Schmitter-Soto, J.J. 2006. Integridad biótica y biodiversidad acuática: el caso de la tilapia africana en Quintana Roo. *Ecofronteras* **28**:22-26.

Schmitter-Soto, J.J., y C.I. Caro, 1997. Distribution of tilapia, *Oreochromis mossambicus* (Perciformes: Cichlidae), and water body characteristics in Quintana Roo, Mexico. *Rev. Biol. Trop.* **45**(3):1257-1261.

Schmitter-Soto, J.J., M.E. Vega-Cendejas y I.L. Torres-Castro. 2010. Peces de agua dulce, en G.J. Villalobos-Zapata y J. Mendoza-Vega (coord.), *La biodiversidad en Campeche: estudio de estado*. Conabio–Gobierno del Estado de Campeche–Universidad Autónoma de Campeche, Ecosur, pp. 316-321.

Schofield, P.J. 2009. Geographic extent and chronology of the invasion of non-native lionfish (*Pterois volitans* [Linnaeus, 1758] and *P. miles* [Bennett, 1828]) in the western north Atlantic and Caribbean Sea. *Aq. Inv.* **4**(3):473-479.

Schofield, P.J. 2010. Update on geographic spread of invasive lionfishes (*Pterois volitans* [Linnaeus,1758] and *P. miles* [Bennett, 1828]) in the western north Atlantic Ocean, Caribbean Sea and Gulf of Mexico. *Aq. Inv.* **5** (Supp. 1):117-122.

Scholz, T., y G. Salgado-Maldonado. 1994. On *Genarchella isabellae* (Digenea: Derogenidae) from cichlid and pimelodid fishes in Mexico. *J. Parasitol.* **80**(6):1013-1017.

Simberloff, D. 2006. Invasional meltdown six years later: Important phenomenon, unfortunate metaphor, or both? *Ecol. Lett.* **9**:912-919.

Torres-Castro, I.L., M.E. Vega-Cendejas, J.J. Schmitter-Soto, G. Palacio-Aponte y R. Rodiles-Hernández. 2009. Ictiofauna de sistemas cárstico-palustres con impacto antrópico: los petenes de Campeche, México. *Rev. Biol. Trop.* **57**(1-2):141-157.

Vega-Cendejas, M.E. 2010. Estudios de caso: los peces de la Reserva de Calakmul, en G.J. Villalobos-Zapata y J. Mendoza Vega (coord.), *La biodiversidad en Campeche: estudio de estado*. Conabio–Gobierno del Estado de Campeche–Universidad Autónoma de Campeche–Ecosur, pp. 322-325.

Vega-Cendejas, M.E., y M. Hernández de Santillana. 2004. Los peces de la Reserva de la Biosfera de Calakmul, Campeche. Conservation International–Cinvestav, IPN, Mérida.

Vera-Herrera, F., y H. Álvarez-Guillén, 1999. Changes in biomass of a freshwater hydrophyte community influenced by an exotic fish species, en 15th Biennial International Conference Estuarine Research Federation '99, conference abstracts. Nueva Orleans, 25 a 30 de septiembre.

Vidal-Martínez, V.M. 1995. Processes structuring the helminth communities of native cichlid fishes from southern Mexico. Ph. D. thesis, University of Exeter, UK.

Vidal-Martínez, V.M., M.L. Aguirre-Macedo, T. Scholz, D. González-Solís y E. Mendoza-Franco. 2001. *Atlas of the helminth parasites of cichlid fish of Mexico*. Academy of Sciences of the Czech Republic, Praga.

Wakida-Kusunoki, A.T., y L.E. Amador-del Ángel. 2008. Nuevos registros de los plecos *Pterygoplichthys pardalis* (Castelnau, 1855) *y P. disjunctivus* (Weber, 1991) en el sureste de México. *Hidrobiológica* **18**(3):251-256.

Wakida-Kusunoki, A.T., y L.E. Amador-del Ángel. 2011a. First record of the common carp *Cyprinus carpio* var. *communis* (Linnaeus, 1758) and the mirror carp *Cyprinus carpio* var. *specularis* (Lacepède, 1803) in Tabasco, southern Gulf of Mexico. *Aq. Inv.* **6** (Supp. 1):57-60.

Wakida-Kusunoki, A.T., y L.E. Amador-del Ángel. 2011b. Aspectos biológicos del pleco invasor *Pterygoplichthys pardalis* (Teleostei: Loricariidae) en el río Palizada, Campeche, México. *Rev. Mex. Biodiv.* **82**(3):870-878.

Wakida-Kusunoki, A.T., y J. Santos-Valencia. 2008. Primer reporte de corvineta ocelada *Sciaenops ocellatus* Linnaeus, 1766 (Perciformes: Sciaenidae), en Campeche, México. *Hidrobiológica* **18**(3):261-264.

Wakida-Kusunoki, A.T., R. Ruiz-Carus y L.E. Amador-del Ángel. 2007. The Amazon sailfin catfish *Pterygoplichthys pardalis* (Castelnau, 1855) (Loricariidae), another exotic species established in southeastern Mexico. *Southwest. Nat.* **52**(1):144-147.

Welcomme, R.L. 1988. International introductions of island aquatic species *FAO Fish. Tec. Pap.* **294**:1-318.

Wittenberg, R., y M.J.W. Cock. (eds.). 2001. *Invasive alien species: A toolkit of best prevention and management practices*. CAB International, Wallinford, pp. xvii-228.

Zambrano, L., M.R. Perrow, C. Macías-García y V. Aguirre-Hidalgo. 1998. Impact of introduced carp (*Cyprinus carpio*) in subtropical shallow ponds in central Mexico. *J. Aquat. Ecosyst. Stress Recovery* **6**(4):281-288.

Zavaleta, E.S., R.J. Hobbs y H.A. Mooney. 2001. Viewing invasive species removal in a whole-ecosystem context. *Trends Ecol. Evol.* **16**(8):454-459.

26 ANFIBIOS Y REPTILES EXÓTICOS Y TRASLOCADOS INVASORES

Pablo A. Lavín Murcio,* David Lazcano Villarreal
y Héctor Gadsden Esparza

* Autor para recibir correspondencia: <plavin@uacj.mx>

Lavín, P.A., D. Lazcano y H. Gadsden. 2014. Anfibios y reptiles exóticos y traslocados invasores, en R. Mendoza y P. Koleff (coords.), *Especies acuáticas invasoras en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, pp. 435-441.

RESUMEN

El presente capítulo documenta el estado actual de las especies invasoras y traslocadas de anfibios y reptiles acuáticos o semiacuáticos en México. Se conocen al menos 14 taxones invasores que han sido registrados para el país, pero únicamente cuatro de éstos ocupan hábitats lacustres o riparios y cumplen su ciclo de vida enteramente asociado a éstos. Se examinaron los casos de dos anfibios (*Lithobates catesbeianus* y *Xenopus laevis*) y dos reptiles (*Trachemys scripta* y *Crocodylus moreletii*), considerando aspectos históricos y biológicos que los han llevado a ocupar áreas geográficas ajenas a su distribución original. Únicamente *Xenopus laevis* es una especie exótica invasora para el país, aunque se encuentra restringida al extremo noroccidental de Baja California. Las otras tres especies son nativas de México y, por contextos particulares en cada caso, ocurrieron traslocaciones con efectos y periodos diferentes en los lugares de introducción. Las consecuencias de esos procesos y su impacto sobre la biodiversidad global están todavía por conocerse. Por lo anterior, la implementación de programas de monitoreo e investigación permitirá llenar los vacíos de información existentes y establecer las medidas de control o erradicación necesarias.

ABSTRACT

*This chapter documents the current status of invasive and translocated species of aquatic or semi-aquatic amphibians and reptiles in Mexico. At least 14 taxa known as invaders have been registered for the country, but only four of these occupy lakes, river or swamps and their life cycle occurs entirely associated with these habitats. Two amphibians (*Lithobates catesbeianus *and* Xenopus laevis*) and two reptiles (*Trachemys scripta *and* Crocodylus moreletii*) are examined with regard to historical and biological aspects that have enabled their introduction in areas outside its original distribution. Only* Xenopus laevis *is an alien invasive species for Mexico, although it is only restricted to the northwestern end of Baja California. The other three species are native to Mexico but, due to particular circumstances in each case, translocations took place with different impacts and at different periods of time in each location. The consequences of these processes and their impact on global biodiversity are yet to be known. Therefore, the implementation of programs for monitoring and research will fill the existing information gaps and establish the necessary control or eradication measures.*

INTRODUCCIÓN

Después de la destrucción del hábitat, la introducción deliberada o accidental de especies en zonas distintas a su distribución natural es la segunda causa de la disminución de la biodiversidad global (IUCN, 2000; Mooney y Hobbs, 2000). Estos taxa recién llegados, llamados exóticos, tienen un impacto directo sobre las especies nativas mediante fenómenos de competencia, depredación, introducción de enfermedades, afectación de las redes tróficas y otros (Manchester y Bullock, 2000). Muchos de estos organismos tienen gran capacidad de adaptación a las nuevas condiciones y terminan convirtiéndose en invasores, es decir, estableciéndose permanentemente en grandes extensiones por medio de crecientes poblaciones reproductoras (Kolar y Kidge, 2001). Algunos autores han señalado que la vulnerabilidad de los ecosistemas invadidos depende de muchas variables asociadas al grado de perturbación de los mismos (Conover, 2002; Manchester y Bullock, 2000; MacDonald y Thom, 2001; Williams y Meffe, 2001, y Williamson, 2000), asunto muy preocupante en los sistemas acuáticos en México, que, en su mayoría, han sido contaminados, sobreexplotados y transformados radicalmente, lo que aumenta el riesgo de que sean invadidos por especies exóticas.

En el caso particular de México, estas especies invasoras y sus efectos han sido documentados desde la llegada del hombre europeo. El periodo de colonización trajo consigo la introducción sistemática de plantas y animales con propósitos económicos, pero también se dio la llegada ocasional de visitantes no deseados que terminaron convirtiéndose en plagas (Challenger, 1998). No fue sino hasta muy recientemente cuando se empezó a tomar conciencia de la dimensión de esta problemática, al observar que muchos ecosistemas estaban siendo depauperados y numerosas especies llevadas a la extinción. Uno de los cambios más significativos fue, primero, el reconocimiento por parte de autoridades gubernamentales y de la opinión pública de la gravedad del problema, y después, como consecuencia de lo anterior, el desarrollo de la Estrategia Nacional sobre Especies Invasoras en México coordinada por la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio), con la colaboración de otras instituciones.

Este primer esfuerzo, sin embargo, se ha visto obstaculizado por la falta de información actualizada y sistematizada del estado de las especies invasoras. Por lo anterior, el presente capítulo forma parte de este intento por describir y entender mejor la situación de las mismas; en particular de dos grupos de organismos que rara vez reciben más atención que un gesto de desagrado: los anfibios y los reptiles.

Durante muchos años, estos vertebrados han sido agrupados de manera artificial y llamados tradicionalmente herpetofauna, aunque en realidad son taxonómicamente muy diferentes entre sí. Sin embargo, por el tamaño relativamente pequeño de la mayoría de sus especies, su condición de ectotermos y que están muy estrechamente ligados a hábitats acuáticos, resulta práctico estudiarlos y referirlos juntos como especies invasoras. Precisamente por lo similar de sus características ecológicas y de comportamiento, representan los grupos de vertebrados con la menor capacidad de desplazamiento en comparación con las aves y los mamíferos. Pero esto no quiere decir que los haga menos riesgosos como especies invasoras, sino que, como se verá más adelante, presentan algunas limitaciones que pudieran ser útiles para su manejo, control y, en su caso, exterminio.

ESPECIES ACUÁTICAS INVASORAS Y TRASLOCACIONES REGISTRADAS PARA MÉXICO

Aunque se conocen alrededor de 14 especies de anfibios y reptiles que han sido introducidos o traslocados en nuestro país (reptiles: *Gehyra mutilata*, *Hemidactylus mabouia*, *H. turcicus*, *H. frenatus*, *Anolis allisoni*, *A. carolinensis*, *A. sagrei*, *Ramphotyphlops braminus*, *Trachemys scripta*, *Sphaerodactylus argus*, *Crocodylus moreletii;* anfibios: *Rhinella marina, Lithobates catesbeianus, Xenopus laevis*), el presente trabajo está enfocado exclusivamente en aquellas que son de hábitos estrictamente acuáticos. En comparación con otros grupos, pudiera parecer que la herpetofauna no representa cuantitativamente un riesgo para la biodiversidad de los ecosistemas acuáticos pero, como se describe a continuación, los impactos locales en muchas regiones de México son graves y en algunos casos irreversibles (Lazcano *et al.*, 2010).

Amphibia

Lithobates catesbeianus (rana toro) (lámina 26.1)
Es el anfibio acuático más grande del país, llegando a medir poco más de 200 mm de longitud hocico-cloa-

ca y pesar más de 500 g. Tiene una boca muy grande, que es proporcional a sus voraces hábitos alimentarios y a su agresividad para con otras especies de anfibios. Presenta un tímpano aproximadamente del mismo tamaño que el ojo en hembras y un poco más grande en machos (Lemos-Espinal y Smith, 2007). Realizan vocalizaciones muy características durante la temporada reproductiva en los cuerpos de agua permanentes donde habitan, siempre cercanos a la vegetación riparia asociada. Como ya se mencionó, son muy voraces y se alimentan de invertebrados, pero sobre todo de otros anuros, incluyendo juveniles de su propia especie. Su área de distribución original en Estados Unidos, cercana a México, facilitó que las primeras introducciones se dieran precisamente en el noreste de México, en Tamaulipas y Nuevo León a fines del siglo XIX y principios del XX (Casas-Andreu *et al.*, 2001), aunque existe la controversia de que aparentemente algunas poblaciones del sur de Tamaulipas son parte de la distribución original. En la actualidad, las introducciones deliberadas y accidentales han estado asociadas a la creación de criaderos de esa especie o de granjas piscícolas (en donde los renacuajos son transportados por el agua), y así su rango geográfico se ha incrementado hacia el suroeste e incluye estados como Chihuahua, Sonora, Sinaloa, Baja California (Mellink y Ferreira-Bartrina, 2000), hasta Michoacán, Morelos y Veracruz (Casas-Andreu *et al.*, 2001) (Fig. 1). En particular, en Chihuahua se tienen registros claros del impacto sobre otras especies en localidades de los municipios de Janos, Ascensión y Juárez, donde se le ha encontrado como el anuro dominante en ríos, charcas permanentes e incluso en acequias y represas artificiales (Sandra Ramos, com. pers.).

Xenopus laevis (rana africana de uñas)

Esta rana presenta características únicas, como un cuerpo aplanado dorsoventralmente de hasta 130 mm, ojos sin párpados y sin tímpanos aparentes. Además, carece de lengua y es de hábitos totalmente acuáticos (incluso vocaliza bajo el agua), y presenta un sistema sensorial denominado línea lateral, como en los peces. Es una especie muy resistente a la contaminación, a la salinidad y a condiciones extremas en los cuerpos de agua que habita. Este anuro originario de Sudáfrica fue introducido en México de manera secundaria a partir de poblaciones de California, adonde fue importado para usos en laboratorios y en el mercado de mascotas (IUCN/ISSG, 2010). Los impactos de esta rana africana son la competencia y la depredación sobre la fauna nativa, además de ser muy tóxica para los potenciales depredadores que pudieran controlarla. Un aspecto muy significativo es el descubrimiento del hongo quitridiomiceto, *Batrachochytrium dendrobatidis* (Daszak *et al.*, 1999), en especímenes de museo recolectados en los años treinta, que apuntan a que esta especie pudiera ser una de las portadoras originales de dicho hongo, que ha diezmado poblaciones de anfibios en muchas regiones del Nuevo Mundo. Actualmente sólo se le ha reportado de la región noroeste de Baja California, en particular en los municipios de Tijuana y Ensenada (Fig. 2), y aunque no se ha encontrado evidencia de que se esté dispersando, su éxito como invasor en otras latitudes es un recordatorio para realizar moni-



Figura 1. Distribución de *Lithobates catesbeianus* en México.



Figura 2. Distribución de *Xenopus laevis* en México.

toreos y evitar los impactos negativos potenciales de esta especie (Álvarez-Romero *et al*., 2008).

Reptilia

Trachemys scripta (tortuga japonesa de orejas rojas) (lámina 26.2)
Esta tortuga alcanza los 300 mm de longitud en las hembras y hasta 200 mm en machos. Su caparazón varía desde un color verde olivo hasta café, con franjas amarillas sobre los escudos del mismo. A cada lado de la cabeza, por detrás de los ojos presenta una mancha de roja a anaranjada, a la que alude parcialmente el nombre común de esta tortuga, y que también habla del desconocimiento que se tiene en México de su origen. Irónicamente, aunque es nativa del país, en particular de Tamaulipas (Bringsøe, 2006) (Fig. 3), es vendida en muchos establecimientos de mascotas y posteriormente liberada cuando los dueños son sorprendidos por el tamaño y la agresividad que alcanzan en estado adulto. Es considerada una de las 100 especies invasoras más peligrosas, según el Grupo Especialista sobres Especies Invasivas (ISSG) de la UICN, por su dieta omnívora y por ser proclive a competir con otras especies de tortugas por los lugares de asoleamiento. Además, por su manipulación en cautiverio es señalada como un vector importante de patógenos potencialmente dañinos para el hombre y otras especies (Bringsøe, 2006). No existen datos precisos de los impactos que ha tenido esta tortuga sobre sus equivalentes nativos, ni de su disrupción genética en especies o subespecies relacionadas, pero sí de su presencia en casi todo el país, con la excepción de las regiones más áridas y de las zonas montañosas más abruptas. Por sus características y riesgo potencial invasivo muy alto en las zonas donde se ha traslocado, esta especie requiere un programa de seguimiento, control e incluso de remoción, cuando la situación lo amerite. Aunado a esto, se debe regular más eficazmente su comercio y exhortar al público en general a no liberar sus mascotas en la naturaleza, una vez que no quieran hacerse cargo de ellas.

Crocodylus moreletii (cocodrilo de pantano) (lámina 26.3)
Ésta es una de las dos especies de cocodrilo (género *Crocodylus*) presentes en el país. Es la menor de ellas, alcanzando una longitud total de hasta 3500 mm (Levy, 1991). Es de hábitos carnívoros y carroñeros; su dieta incluye principalmente peces y otros vertebrados asociados o visitantes del cuerpo de agua (lagunas, ciénagas, arroyos y ríos de curso lento) en donde se encuentre. Su distribución natural incluye desde el centro-este de Tamaulipas por toda la planicie costera del golfo de México hasta Campeche y Yucatán. Además, existen poblaciones sobre la costa del mar Caribe en Quintana Roo. En Chiapas está registrada desde la frontera con Tabasco hasta el río Lacantún (Fig. 4). En aquellos lugares donde se encuentra en simpatría de manera natural con *Crocodylus acutus*, como en el Caribe mexicano, la diferencia en la selección de hábitat reduce la competencia. Pero en aquellas áreas donde se han reportado poblaciones traslocadas, como en Sinaloa, Colima y Oaxaca, *C. moreletii* parece desplazar



Figura 3. Distribución de *Trachemys scripta* en México.



Figura 4. Distribución de *Crocodylus moreletii* en México.

a *C. acutus*. Muchos de estos individuos han escapado de los encierros en las granjas que no contaban con medidas de seguridad para desastres naturales eventuales, como inundaciones repentinas. También existen datos de hibridación (Platt y Thorbjarnarson, 2000; Domínguez-Laso, 2002) e introgresión (Cedeño-Vázquez *et al.*, 2008), lo que supone a largo plazo una disminución en la diversidad genética de ambas especies, pero al ser dominante el genoma de *C. moreletii* sobre *C. acutus* puede ocurrir una afectación grave en sus poblaciones en la costa del Pacífico mexicano. Finalmente, las afectaciones por la transmisión de enfermedades y la depredación sobre la fauna en las zonas donde se han dado estas traslocaciones no han sido evaluadas adecuadamente, como el caso del caimán *Caiman crocodilus*, que pudiera verse gravemente afectado en las costas de Oaxaca y Chiapas.

CONCLUSIONES

El caso de los anfibios y reptiles como especies invasoras de ecosistemas acuáticos en México pareciera no tener el impacto y la problemática que otros grupos taxonómicos han generado en los últimos años. Sin embargo, la adversa situación de la mayoría de los ecosistemas acuáticos del país, que han enfrentado contaminación, desecación, modificación y desvíos de cauce, entre otros problemas, ha ocasionado la transformación de comunidades enteras de vertebrados. Si a esto sumamos la inminente introducción de especies invasoras, estaríamos presenciando el inicio de un proceso de defaunación (Dirzo y Miranda, 1990) en muchas de las cuencas hidrológicas del país. Las especies aquí mencionadas de manera puntual, aunque algunas de ellas nativas, representan sólo una advertencia de lo que puede suceder en una escala mucho mayor. Casos muy graves, como el del río Bravo, son ejemplo de cómo un mal manejo de los recursos naturales puede causar daños prácticamente irreversibles a la biota de toda una región. Este ecosistema acuático, en el tramo de Ciudad Juárez a Ojinaga (donde desemboca el río Conchos) no tiene flujo de agua durante la mayor parte del año, por numerosas obras de contención y desvío. Esta condición, sumada a la presencia de *Lithobates catesbeianus*, ha hecho que la fauna de vertebrados acuáticos y semiacuáticos se haya visto modificada sustancialmente, con ramales enteros de una sola especie de anfibio, la rana toro, incluso en los canales de irrigación aledaños, donde la presencia dominante de esta especie es notoria. Por lo anterior, procesos de invasión y traslocación recientes como los de *Lithobates berlandieri* y *L. forreri* (Álvarez-Romero *et al.*, 2008) pueden causar efectos similares en la desembocadura del Colorado y en Baja California Sur, respectivamente.

Por otro lado, el mercado de mascotas (legal e ilegal), aunado a los vacíos en los tratados internacionales sobre el comercio y transporte de fauna silvestre, representa uno de los factores con más riesgo potencial para nuestro país. Mayores esfuerzos, en todos los órdenes de gobierno, deben hacerse para mantener un control más estricto sobre el tráfico de aquellas especies exóticas o con potencial invasivo que se comercializan en México. Pero sobre todo deben enfocarse más recursos económicos y humanos, primero, en subsanar el gran vacío de información existente en lo referente a estas especies exóticas e invasoras presentes en nuestro territorio; segundo, en realizar monitoreos en regiones sensibles o ya afectadas y, finalmente, en llevar a cabo acciones de control más firmes y permanentes para aquellas especies que ya están causando daños a la economía y a la gran riqueza natural de México.

REFERENCIAS

Álvarez-Romero, J.G., R.A. Medellín, A. Oliveras de Ita, H. Gómez de Silva y O. Sánchez. 2008. *Animales exóticos en México: una amenaza para la biodiversidad.* Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad–Instituto de Ecología, UNAM-Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.

Bringsøe, H. 2006. NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – Trachemys scripta, Online Database of the North European and Baltic Network on Invasive Alien Species – NOBANIS: <*www.nobanis.org*> (consultada en julio de 2012).

Casas-Andreu, G., X. Aguilar-Miguel y R. Cruz-Aviña. 2001. La introducción y el cultivo de la rana toro (*Rana catesbeiana*), ¿un atentado a la biodiversidad de México? *Ciencia Ergo Sum* **8**(1):277-282.

Cedeño-Vázquez, J.R., D. Rodríguez, S. Calme, J.P. Ross, L.D. Densmore y J.B. Thorbjarnarson. 2008. Hybridization of *Crocodylus acutus* and *Crocodylus moreletii* in the Yucatan Peninsula: I. Evidence from mitochondrial DNA and morphology. *J. Exp. Zool.* **309A**:661-673.

Challenger, A. 1998. *Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México: pasado, presente y futuro.* Conabio–Instituto de Biología, UNAM–Agrupación Sierra Madre, México.

Conover, M. 2002. *Resolving human-wildlife conflicts: The Science*

of wildlife damage management. Lewis Publishers, Boca Ratón.

Daszak, P., L. Berger, A. Cunningham, A.D. Hyatt, D.E. Green y R. Speare. 1999. Emerging infectious diseases and amphibian population declines. *Emerg. Infect. Dis.* **5**(6):735-748.

Dirzo, R., y A. Miranda. 1990. Contemporary neotropical defaunation and forest structure, function and diversity: A sequel to John Terborgh. *Conserv. Biol.* **4**:444-447.

Domínguez-Laso, J. 2002. *Análisis poblacional de* Crocodylus acutus *y* Crocodylus moreletii *en el sistema lagunar norte de la Reserva de la Biosfera Sian Ka'an, Quintana Roo, México.* UAM, México.

IUCN. 2000. IUCN guidelines for the prevention of biodiversity loss caused by alien invasive species. *<http://iucn.org./themes/ssc/pubs/policy/invasivesEng.htm>.*

IUCN/ISSG. 2010. A compilation of information sources for conservation managers. IUCN / Invasive Species Specialist Group (ISSG): *<www.issg.org/about_is.htm>.*

Kolar, C.S., y D.M. Kidge. 2001. Progress in invasion biology: Predicting invaders. *Trends Ecol. Evol.* **16**(4):199-204.

Lazcano, D., R. Mendoza-Alfaro, L. Campos-Múzquiz y P. Lavin-Murcio. 2010. Notes on Mexican herpetofauna 15: The risk of invasive species in the northeast of Mexico. *Bulletin of the Chicago Herpetological Society* **45**(7):113-117.

Lemos-Espinal, J.A., y H.M. Smith. 2007. *Anfibios y reptiles del estado de Coahuila, México / Amphibians and reptiles of the State of Coahuila México.* Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.

Levy, C. 1991. *Endangered species. Crocodiles and alligators.* Chartwell Books, Nueva Jersey.

Macdonald, D.W., y M.D. Thom. 2001. Alien carnivores: Unwelcome experiments in ecological theory, en J.L. Gittleman, S.M. Funk, D.W. Macdonald y R.K. Wayne (eds.), *Carnivore conservation.* Cambridge University Press, Cambridge.

Manchester, S.J., y J.M. Bullock. 2000. The impacts of non-native species on UK biodiversity and the effectiveness of control. *J .App. Ecol.* **37**:845-864.

Mellink, E., y V. Ferreira-Bartrina. 2000. On the wildlife of wetlands of the Mexican portion of the río Colorado delta. *Bulletin of the Southern California Academy of Science.*

Mooney, H.A., y R.J. Hobbs. 2000. I*nvasive species in a changing world.* Island Press, Washington, DC.

Platt, S.G., y J.B. Thorbjarnarson. 2000. Population status and conservation of Morelet's crocodile, *Crocodylus moreletii*, in northern Belize. *Biological Conservation*, **96**:21-29.

Williams, J.D., y G.K. Meffe. 2001. Non-indigenous species. Status and trends of the nation's biological resources. Part 1: Factors affecting biological resources. USGS, EUA, pp. 117-129. *<http://biology.usgs.gov/s+t/SNT/noframe/ns112.htm>.*

Williamson, M. 2000. The ecology of invasions. Workshop on best management practices for preventing and controlling invasive alien species. South Africa / United States of America Binational Commission, Ciudad del Cabo.

Sección VIII

AMENAZAS PRESENTES Y FUTURAS

27 ESPECIES INVASORAS ACUÁTICAS EN ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS

Margarita García Martínez,* Óscar Ramírez Flores,
Teresa Ruiz Olvera e Ignacio J. March Mifsut

* Autor para recibir correspondencia: <mgmartinez@conanp.gob.mx>

García, M., O. Ramírez, T. Ruiz e I.J. March. 2014. Especies invasoras acuáticas en áreas naturales protegidas, en R. Mendoza y P. Koleff (coords.), *Especies acuáticas invasoras en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, pp. 445-468.

RESUMEN

La introducción de especies exóticas invasoras acuáticas es una de las amenazas más críticas a las que actualmente se enfrentan los hábitats acuáticos, las especies nativas y la biodiversidad en general. Las especies invasoras están asociadas con la extinción de 50% de las especies de fauna acuática dulce en el mundo, y por ello deben estar entre los temas más importantes en el manejo de las áreas protegidas y de otras áreas dedicadas a la conservación.

De 115 especies acuáticas invasoras consideradas como de alta prioridad para México, 35 se encuentran distribuidas en ANP e incluyen varios grupos taxonómicos. En la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (Conanp), a partir de 2007 se han reportado 27 programas enfocados en atender las especies exóticas invasoras acuáticas en 22 áreas naturales protegidas (ANP) y un sitio Ramsar, la mayoría orientados a mitigar los impactos ocasionados por los peces, por lo que, además de requerir aumentar el número de programas que consideren especies exóticas invasoras acuáticas respecto a los implementados en ANP terrestres e insulares, es necesario que los programas tomen en cuenta otros grupos taxonómicos, como plantas e invertebrados.

El presente capítulo muestra los esfuerzos que actualmente se realizan en las ANP de México para la atención de especies exóticas invasoras acuáticas, desde la generación de información hasta acciones puntuales para el manejo de las mismas, y presenta como principales retos la necesidad de establecer técnicas más efectivas para la prevención, control y erradicación de dichas especies en un mayor número de ANP, promover la participación y capacitación constante de los actores involucrados, implementar acciones de difusión y detección temprana por medio de mecanismos permanentes de vigilancia, fomentar la investigación científica y el intercambio de información entre las ANP y finalmente buscar instrumentos financieros que permitan dar continuidad a los programas que actualmente se realizan.

ABSTRACT

The introduction of aquatic invasive alien species is one of the most critical threats currently facing aquatic habitats, native species, and biodiversity in general. Invasive species have been associated to the extinction of 50% of the world's freshwater fish species. Aquatic invasive alien species should therefore be among the most important issues to be considered in the management of protected and other conservation oriented areas.

Of the 115 high priority aquatic invasive species for Mexico, 35 are distributed in natural protected areas (NPAs) and include various taxonomic groups. As of 2007, the National Commission of Natural Protected Areas (Conanp), established reports of 27 programs aimed at mitigating the impacts caused by aquatic invasive alien species, mostly fish, in 22 NPAs and one Ramsar site. In addition to increasing the number of programs that take into account aquatic invasive alien species, in comparison to those implemented in land and island NPAs, it is necessary that programs also consider other taxonomic groups such as plants and invertebrates.

This chapter describes the efforts being carried out in Mexico in NPAs in terms of aquatic invasive alien species, starting from the generation of information to specific management actions. It also describes the challenges and the need to establish more effective techniques for the prevention, control and eradication of these species in a larger number of NPAs. In addition, these programs should promote the participation and training of stakeholders, implement communication and early detection actions using permanent monitoring mechanisms, and encourage scientific research and the exchange of information between NPAs. Finally, financial instruments must be sought to guarantee continuity of the programs currently underway.

INTRODUCCIÓN

México es un país privilegiado por la excepcional diversidad biológica de su territorio, expresada en la multiplicidad de ecosistemas que van desde los pastizales subalpinos, cumbres glaciares, bosques, desiertos y matorrales hasta los extraordinarios arrecifes de coral del Caribe, así como en una amplia variedad de especies de flora y fauna, que aproximadamente constituyen 12% de las que hay en el planeta, considerándose así uno de los 10 países con mayor biodiversidad (Dinnerstein *et al*. 1995; CCA, 1997; Mittermeier *et al*. 1997; Conabio, 1998; Groombridge y Jenkins, 2002; Sarukhán *et al*., 2009).

Sin embargo, tal riqueza natural se ha visto amenazada por diversas causas que han provocado la pérdida inmediata de diversidad biológica. Entre ellas se encuentran la destrucción y fragmentación del hábitat, la sobreexplotación de los recursos de la vida silvestre, las especies exóticas invasoras y la contaminación de suelo, agua y atmósfera (Benítez y Bellot 2007; Challenger y Dirzo, 2009; Manson y Jardel Peláez, 2009; Sánchez Colón *et al*., 2009), todas éstas resultado principalmente de las actividades antropogénicas.

ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS

La introducción de especies exóticas invasoras (EEI) en nuevos sitios, de manera intencional o accidental, causa graves daños a los ecosistemas y provoca desequilibrios ecológicos, entre los que se incluyen cambios en la composición de especies y en la estructura trófica de las comunidades, desplazamiento o extinción de especies nativas de flora y fauna, modificación del hábitat, degradación de los ambientes acuáticos y terrestres, reducción de la diversidad genética, transmisión de una gran variedad de enfermedades (Goldburg y Triplett, 1997; Carlton, 2001; D'Antonio y Kark, 2002; Aguilar, 2005; March y Martínez, 2008), así como daños a la economía y a la salud pública (*DOF*, 2010).

El éxito de las EEI tiene que ver con dos aspectos fundamentales: el primero se refiere a los atributos y propiedades de las comunidades o ecosistemas receptores, por lo que en este caso se debe tomar en cuenta la etapa sucesional en la que se encuentra el medio, su estructura y composición, su integridad ecológica (relacionada con su resistencia y resiliencia), las condiciones fisicoquímicas y climáticas y su grado de perturbación; el segundo se refiere a las características intrínsecas (biología y ecología) de las especies introducidas, como elevadas tasas de crecimiento y reproducción, flexibilidad y plasticidad fenotípica, facilidad para la hibridación –lo que se relaciona con los atributos o rasgos de historia de vida que muestran en todas sus etapas–, sus requerimientos ambientales, su capacidad para explotar los recursos disponibles, la abundancia inicial de la especie introducida y la distribución espacial inicial de los organismos introducidos (Ruiz y Carlton, 2003; UTEI-Otecbio, 2004; Badii y Landeros, 2007; Tu, 2009).

En México podemos encontrar EEI de todos los grupos taxonómicos, distribuidas en toda clase de ecosistemas; a su vez, estas especies han sido introducidas a cada vez más sitios como resultado de las actividades antropogénicas, pues el incremento de las poblaciones humanas, sus desplazamientos y actividades, derivados del desarrollo económico, social y cultural, han aumentado la frecuencia, el número y la diversidad de organismos exóticos (y sus parásitos y patógenos) que son transportados y que pueden establecerse en nuevas áreas. Entre las actividades antropogénicas destacan el transporte de personas y sus bienes, el comercio y la intensificación de los sistemas productivos (Badii y Landeros, 2007; Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras, 2010); asimismo se da por hecho que el cambio climático aumentará la probabilidad de introducción, colonización, establecimiento y dispersión de estas especies (Hellman *et al.,* 2008).

Especies exóticas invasoras acuáticas

Respecto a la invasión de especies acuáticas, existen diversas vías de introducción que favorecen su ingreso hacia nuevos sitios. En algunos casos las especies exóticas son transportadas en las aguas de lastre; otras vías incluyen las actividades de acuicultura, como parte de las incrustaciones (*fouling*) en los cascos de los barcos y embarcaciones y el acuarismo (Okolodkov *et al*., 2007). Por ello, la introducción de las especies exóticas invasoras acuáticas ha sido identificada como una de las amenazas más críticas a las que actualmente se enfrentan las especies nativas, los hábitats acuáticos y la biodiversidad en general (Hopkins, 2001). La lista roja de especies amenazadas de la UICN (IUCN, 2004) menciona que en un análisis preliminar se señaló que las especies invasoras están asociadas con la extinción

de 50% de las especies de peces de agua dulce en el mundo (Baillie *et al.*, 2004, en GISP, 2007). Por estas razones, las EEI deben estar entre los temas más importantes en el manejo de las áreas protegidas y de otras áreas dedicadas a la conservación (GISP, 2007).

En el medio marino las especies exóticas invasoras han sido clasificadas como una de las cuatro mayores amenazas para los océanos del mundo (GISP, 2007). Las EEI marinas son generalmente pequeñas, inconspicuas pero sobre todo poco conocidas (Tovar-Hernández *et al.,* 2012); por ejemplo, en México no se cuenta con suficientes expertos para grupos como los hidrozoos, briozoos, entoproctos y tunicados (Okolodkov *et al.*, 2007), lo cual dificulta en primer lugar conocer los impactos reales y potenciales de estas especies en las especies nativas, la economía o la salud pública, y por otra parte la adecuada selección y aplicación de medidas de mitigación y remediación.

En ecosistemas acuáticos continentales, la problemática está orientada principalmente al desarrollo de actividades productivas como la acuicultura y la pesca deportiva, que involucran a diversos grupos de especies exóticas, entre los que destacan los peces, crustáceos y moluscos que se introducen con fines de cultivo, contribuyendo significativamente a la expansión de la industria (Welcomme, 1992; Dextrase y Coscarelli, 2000) y proporcionando beneficios sociales y económicos considerables, particularmente en los países en desarrollo (Mendoza *et al.,* 2011).

ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS

Las áreas protegidas, junto con otras modalidades de conservación, constituyen un valioso instrumento de política ambiental para salvaguardar la riqueza biológica y para llevar a cabo acciones para la preservación de la biodiversidad (Semarnap, 1997). La gestión de las áreas naturales protegidas (ANP)[1] de carácter federal ha sido asignada a la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (Conanp) desde el año 2000, fecha en que comenzó sus actividades como órgano desconcentrado de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat), con el propósito de conservar el patrimonio natural de México (Semarnat-Conanp, 2007).

Las ANP se crean mediante decreto presidencial y las funciones que en ellas se llevan a cabo se determinan de acuerdo con la Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (LGEEPA) y su reglamento, los programas de manejo y los programas de ordenamiento ecológico (Conanp, 2013a).

En el país se han decretado 176 ANP que abarcan una superficie de 25 387 972 ha, es decir, 12.92% del territorio nacional (Conanp, 2013a), y que se encuentran sujetas a regímenes especiales de protección, conservación, restauración y desarrollo, según categorías establecidas en la ley, que incluyen reservas de la biosfera (RB), parques nacionales (PN), monumentos naturales (MN), áreas de protección de recursos naturales (APRN), áreas de protección de flora y fauna (APFF) y los santuarios (S). De las 176 ANP, 92 poseen ecosistemas acuáticos relevantes, aunque en términos de superficie dichos ecosistemas representan 3 851 550 ha, 15.17% de la superficie total que ocupan las ANP en nuestro territorio (Conanp, 2013b) (Figs. 1 y 2).

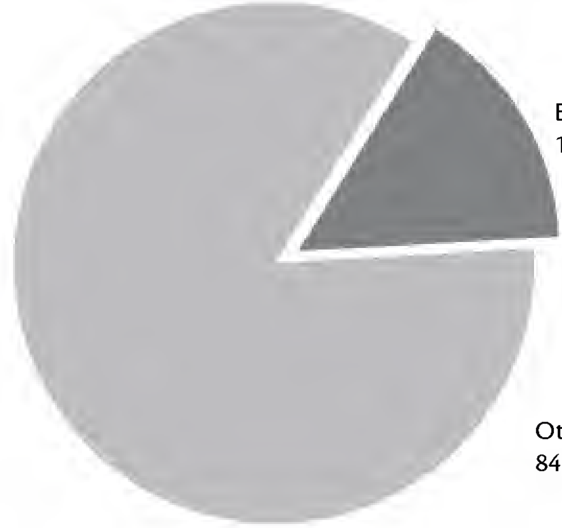


Figura 1. Proporción de la superficie de las áreas naturales protegidas con ecosistemas acuáticos relevantes en México.

ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS Y ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS ACUÁTICAS

La introducción de especies exóticas invasoras constituye una de las principales amenazas para la diversidad biológica, y su presencia en áreas protegidas (AP) no se limita a pocas regiones o países; por el contrario, en 2007, como resultado de un estudio realizado por

[1] "Las áreas naturales protegidas son porciones terrestres o acuáticas del territorio nacional representativas de los diversos ecosistemas, en donde el ambiente original no ha sido esencialmente alterado y que producen beneficios ecológicos cada vez más reconocidos y valorados" (Conanp, 2013a).

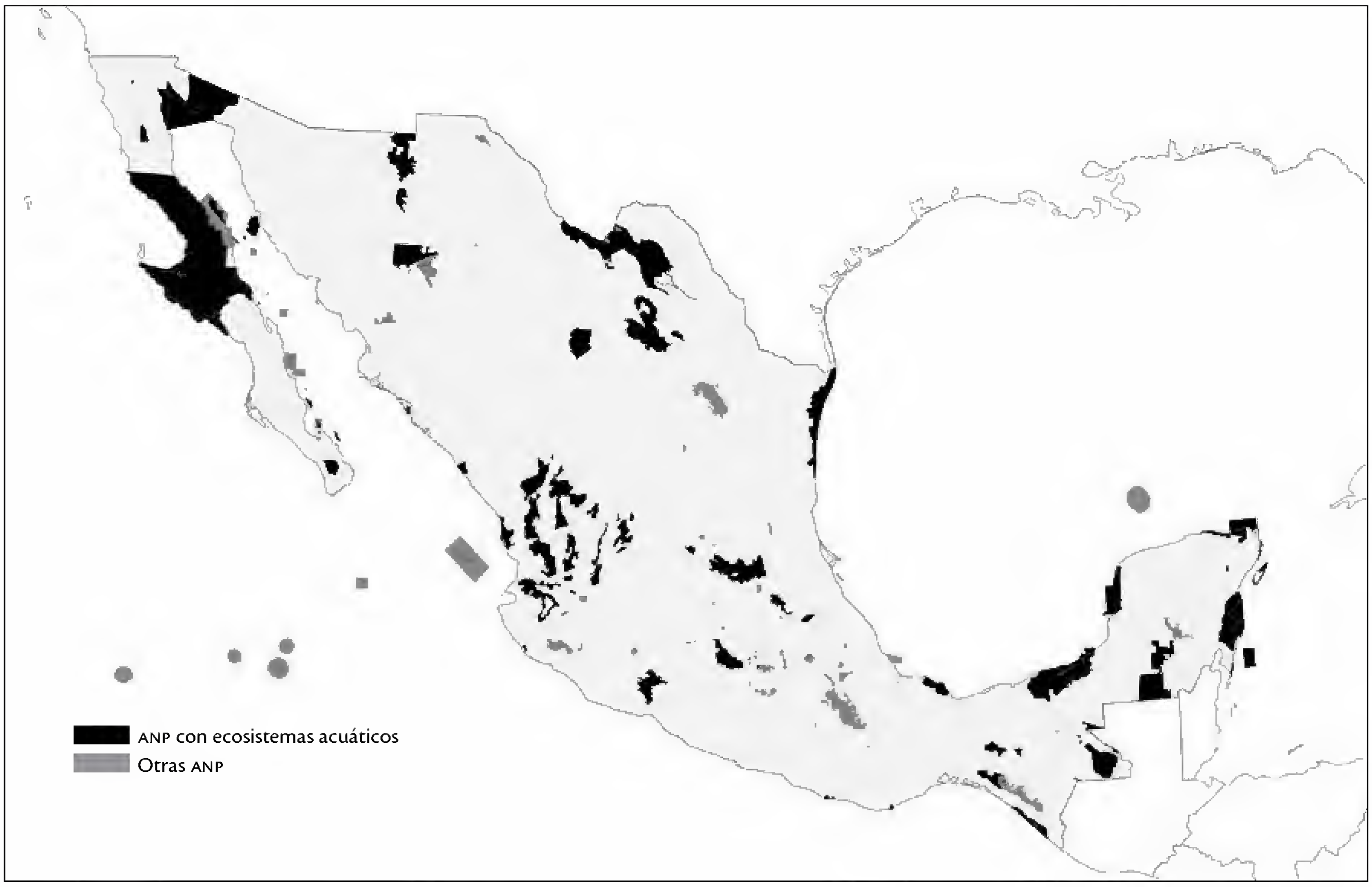


Figura 2. Áreas naturales protegidas con ecosistemas acuáticos relevantes; vegetación acuática y cuerpos de agua de acuerdo con la cartografía del INEGI (Conanp, 2013b; datos no publicados).

el Programa Global de Especies Invasoras (GISP), se identificaron 487 AP con presencia de especies exóticas invasoras, distribuidas en 106 países de Asia, África, Europa y América Central, incluyendo México y el Caribe; 326 especies fueron registradas como un problema para las AP en el mundo (GISP, 2007). Por ello, en la actualidad se han incrementado los esfuerzos a fin de enfrentar y mitigar los impactos ocasionados por estas especies en las ANP.

Macdonald *et al.* (1989) dividen los impactos ocasionados por las EEI en las reservas naturales en dos principales categorías: *a*] impactos sobre la función de los ecosistemas, y *b*] impactos sobre su estructura, entre los que se incluyen la alteración de procesos geomorfológicos, de ciclos biogeoquímicos, de ciclos hidrológicos, etc.; este último tipo de impactos son los más dañinos (Tu, 2009). Además de éstos, se pueden presentar otros impactos en especies, poblaciones y comunidades. Entre los observados en las poblaciones y comunidades, y que frecuentemente se observan también en los ecosistemas acuáticos, se tiene la depredación de las EEI sobre las nativas; competencia por recursos como nutrientes, espacio y luz; transmisión de enfermedades; hibridación de especies exóticas con las nativas, y la extinción y desplazamiento de especies nativas y endémicas (Tu, 2009).

Aún no se tienen datos precisos acerca de la presencia, distribución y tamaño de las poblaciones de EEI en las ANP de México, pero se sabe que al menos 23 especies reportadas en la lista de las 100 especies invasoras más dañinas del mundo, compilada por la UICN (Lowe *et al.*, 2004), están presentes en estas áreas de conservación. De ellas, 13 especies son acuáticas o están asociadas a ambientes acuáticos (cuadro 1). Para el año 2008 ya se habían reportado al menos 44 especies exóticas acuáticas (marinas y de agua dulce) con presencia en 17 reservas de la biosfera en México (cuadro 2).

Por otra parte, la base de datos de la Dirección de Especies Prioritarias para la Conservación-Especies Invasoras de la Conanp (2012), a diciembre de 2012, reporta 681 especies exóticas e invasoras, con más de 9000 registros de presencia en las ANP, de las cuales al menos 100 especies son particulares de ambientes acuáticos (Conanp, en prep.).

Por otra parte, de las 115 EEI acuáticas consideradas como de alta prioridad para México, de acuerdo con

Cuadro 1. **Situación de las ANP respecto a 100 de las especies invasoras más dañinas del mundo**

Nombre científico	*Nombre común*	*Origen* [1, 2a, 3]	*Número de* ANP *en las que se ha registrado*[2b]
Plantas			
Eichhornia crassipes	Jacinto de agua / lirio acuático	Sudamérica[1]	12
Arundo donax	Caña común / carrizo gigante	Europa del este y Asia[1]	11
Tamarix ramosissima	Tamarisco / pino salado	Europa del este y Asia[1]	12
Anfibios			
Rhinella marina (sin: *Bufo marinus*)*	Sapo gigante / sapo verrugoso	Noroeste de México hasta Brasil (traslocada)[1]	25
Lithobates catesbeianus (sin: *Rana catesbeiana*)	Rana toro	Centro y este de Estados Unidos y sudeste de Canadá[2a]	9
Peces			
*Micropterus salmoides**	Perca americana / lobina negra	Sur de Canadá y Estados Unidos, hasta el golfo de México[2a]	13
Cyprinus carpio	Carpa	Asia occidental[2a]	20
*Gambusia affinis**	Gambusia / pez mosquito	Sur de Estados Unidos y norte de México[2a]	3
Oreochromis mossambicus	Tilapia de Mozambique	África[1]	14
*Oncorhynchus mykiss**	Trucha arcoíris	Norteamérica[2a]	11
Reptiles			
*Trachemys scripta**	Galápago de Florida / tortuga japonesa	Este de Estados Unidos y áreas adyacentes del noreste de México[2a]	2
Hongos			
Batrachochytrium dendrobatidis	Quitridiomicosis cutánea / hongo quitridio	África[3]	1
Mamíferos			
Myocastor coypus	Coipú / roedor acuático sudamericano	Sudamérica[2a]	3

*Especies nativas en México, (traslocadas) e invasoras en otras partes del mundo.
[1] Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras, 2010.
[2a] Conanp, 2010.
[2b] Conanp, 2012.
[3] IUCN, 2004.

Aguirre Muñoz y Mendoza Alfaro *et al.* (2009), al menos 36 se encuentran distribuidas en ANP (cuadro 3). Estas especies invasoras, que son agentes de cambio altamente significativos en medios acuáticos continentales, costeros y marinos, incluyen una variedad de grupos taxonómicos, como protozoarios, esponjas, cnidarios, platelmintos, poliquetos, moluscos, crustáceos, briozoarios, tunicados, peces, micro y macro algas y plantas acuáticas, sin contar parásitos y patógenos, los cuales han contribuido a las principales invasiones en años recientes (UNEP, 2001). Asimismo, un aspecto importante a considerar es que las áreas marinas protegidas son parte de un paisaje continuo, lo que hace difícil prevenir invasiones y eso las vuelve muy susceptibles de recibir especies invasoras por vías que no se pueden controlar fácilmente (UNEP, 2001; Ricciardi, 2006).

Otras EEI acuáticas quizá de importancia menor se han dispersado en numerosas ANP pero o bien sus impactos son muy bajos o bien no se han evaluado en toda su dimensión; tal es el caso de moluscos exóticos como el caracol asiático *Melanoides tuberculata* y la almeja asiática *Corbicula fluminea*. Aunque aún no se reporta la ocurrencia de los mejillones exóticos de agua dulce *Dreissena* spp. en ANP de México, la invasión potencial de esta especie es preocupante, considerando que puede afectar a especies nativas de mejillones y paralelamente causar graves problemas y costos económicos por la afectación de infraestructura.

Cuadro 2. **Especies invasoras acuáticas reportadas para el año 2008 en 17 reservas de la biosfera en México**

Especie	*Reservas de la biosfera*																
	1	*2*	*3*	*4*	*5*	*6*	*7*	*8*	*9*	*10*	*11*	*12*	*13*	*14*	*15*	*16*	*17*
Invertebrados																	
Langostino, *Procambarus clarkii*	X																
Crustáceo, *Mesocyclops aspericornis*													X				
Crustáceo, *Mesocyclops thermocyclopoides*													X				
Ascidia, *Polyandrocarpa zorritensis*						X											
Céstodo parásito de peces, *Bothriocephalus acheilognathi*															X		
Poliqueto, *Capitella capitata*																	X
Anfípodo, *Ampithoe longimana*																	X
Cirripedio, *Balanus amphitrite*																	X
Vertebrados																	
Peces																	
Bagre, *Ameiurus natalis*	X																
Bagre de canal, *Ictalurus punctatus*	X													X			
Carpa, *Cyprinus carpio*	X		X	X										X			
Perca, *Lepomis cyanellus*	X																
Lobina negra, *Micropterus salmoides*	X																
Mojarra africana, *Tilapia* spp.	X		X				X										
Mojarra tilapia, *Oreochromis* spp.	X		X	X								X					
Molly de vela, *Poecilia* spp.	X															X	
Pez bagre, *Ameiurus melas*	X																
Sardina maya, *Dorosoma petenense*	X																
Pez mosquito, *Gambusia affinis*	X																
Sardina del Atlántico, *Dorosoma petenense*	X																
Tilapia de Mozambique, *Oreochromis mossambicus*	X							X			X			X			
Pez joya, *Hemichromis gutattus*				X													
Pargo dorado, *Sparus auratus*					X												
Lobina negra, *Micropterus salmoides*								X									
Trucha arcoíris, *Oncorhynchus mykiss*										X							
Pez diablo, *Plecostomus* spp.											X						
Tuba, *Vieja synspila*												X					
Guapote tigre, *Parachromis managuensis*												X					
Anfibios																	
Rana leopardo, *Rana berlandieri*	X																
Rana toro, *Lithobates catesbeianus*	X									X							

Cuadro 2. [*concluye*]

Especie	*Reservas de la biosfera*																
	1	*2*	*3*	*4*	*5*	*6*	*7*	*8*	*9*	*10*	*11*	*12*	*13*	*14*	*15*	*16*	*17*
Reptiles																	
Tortuga de concha blanda, *Apalone spinifera*	X																
Tortuga pinta o de orejas rojas, *Trachemys scripta*	X							X									
Mamíferos																	
Coipú, *Myocastor coypus*									X								
Plantas acuáticas																	
Carrizo, *Phragmites australis*	X																
Carrizo gigante, *Arundo donax*	X			X					X								
Sombrerillo americano, *Hydrocotyle verticillata*	X																
Lirio acuático o jacinto de agua, *Eichhornia crassipes*							X	X				X					
Tule, *Typha* spp.																X	
Zacate de hojas delgadas, *Halodule beaudettei*																	X
Zacate de manatí, *Syringodium filiforme*																	X
Algas																	
Lechuga de mar, *Ulva fasciata*																	X
Protista																	
Cianobacteria, *Lyngbya majuscula*		X															
Cianobacteria, *Oscillatoria* spp.		X															
Dinoflagelado, *Gymnodinium catenatum*	X																

1) Alto Golfo de California- El Pinacate., 2) Bahías de Huatulco, 3) Barranca de Meztitlán, 4) Cuatrociénegas, 5) Islas del Golfo de California, 6) Islas Marietas, 7) La Encrucijada, 8) Los Tuxtlas, 9) Maderas del Carmen, 10) Mariposa Monarca, 11) Pantanos de Centla, 12) Selva El Ocote, 13) Sian Ka'an, 14) Sierra de Álamos- Río Cuchujaqui, 15) Sierra de Manantlán, 16) Sierra La Laguna y 17) Sistema Arrecifal Veracruzano (Fuentes: Izaguirre y Gómez, 2008; Villanueva y Salinas, 2008; Montes, 2008; Ibarra, 2008; García *et al*., 2008; Benhumea, 2008; Aguilar, 2008; Andrade *et al*., 2008; Sifuentes, 2008; Martínez y Miguel, 2008; Bautista, 2008; Leal y Escalante, 2008; Zamorano y Ursúa, 2008; Rojero, 2008; Aranda, 2008; Rodríguez y Anguiano, 2008; Carvajal y Rangel, 2008, con base en Okolodkov *et al*., 2007).

Acciones en la prevención y manejo de las especies exóticas invasoras acuáticas en áreas protegidas

La Conanp cuenta con instrumentos que determinan las estrategias de conservación y uso de las ANP, denominados programas de manejo (PM) o programas de conservación y manejo (Semarnat-Conanp, 2007). A la fecha se han publicado 67 de estos programas, de los cuales 44 incluyen en alguno de sus componentes la prevención y el manejo de especies exóticas invasoras. Específicamente a partir de 1996, en el Programa de Manejo de la RB El Pinacate y Gran Desierto de Altar, se incluyó por primera vez el tema de especies exóticas, en el que se planteó como estrategia de conservación "controlar la entrada de especies exóticas que compiten con las nativas". No obstante, a la fecha solamente nueve PM abordan explícitamente el tema de especies exóticas invasoras acuáticas, siendo el APFF Cuatrociénegas la primera ANP que incluye la ejecución de acciones contra estas especies a partir de 2000. Actualmente los términos de referencia para la elaboración de los programas de manejo en ANP que son competencia de la federación plantean la inclusión del componente "Protección contra especies invasoras y control de especies nocivas", dentro del subprograma de protección.

Actualmente son numerosas las ANP que aún no cuentan con un programa de manejo o que, de contar

Cuadro 3. **Especies invasoras acuáticas prioritarias que se han registrado en ANP en México**

Grupo	*Especie*	*Nombre común*	*ANP en las que se ha registrado*[1]
Microalgas dinoflageladas	*Pyrodinium bahamense*	Microalga	1
	Dinophysis caudata	Dinoflagelado	4
	D. tripos	Dinoflagelado	1
	Amphidinium carterae	Microalga	1
	A. operculatum	Microalga	1
	Gymnodinium catenatum	Dinoflagelado	3
	Peridinium polonicum	Dinoflagelado	1
Microalgas diatomeas	*Pseudonitzschia delicatissima*	Diatomea	3
	P. seriata	Diatomea	4
	P. pungens	Diatomea	1
	P. pseudodelicatissima	Diatomea	2
Plantas	*Eichhornia crassipes*	Lirio acuático	12
	Typha spp.	Tule	1
	Tamarix aphylla	Pino de castilla	5
	T. chinensis	Cedro salado	4
	T. ramosissima	Pino salado	12
	T. gallica	Cedro salado	1
	T. sp.	Pinabete	1
	Arundo donax	Carrizo gigante	11
Trematodos	*Bothriocephalus acheilognathi*	Céstodo	1
Moluscos	*Corbicula* spp.	Almeja asiática	2
Crustáceos	*Procambarus clarkii*	Cangrejo de río	5
	Orconectes virilis	Langostino	1
	Cherax quadricarinatus	Langosta azul	1
Peces	*Cyprinus carpio* var. *communis*	Carpa común	20
	Carassius auratus	Carpa dorada	5
	Ctenopharyngodon idella	Carpa herbívora	6
	Oreochromis aureus	Tilapia azul	9
	O. mossambicus	Tilapia de Mozambique	14
	O. urolepis hornorum	Tilapia wami	1
	O. niloticus	Tilapia del Nilo	19
	Tilapia rendalli	Tilapia del Congo	3
	Grupo plecos	Peces diablo, plecos[2]	10
	Oncorhynchus mykiss	Trucha arcoíris	11
	Pterois volitans	Pez león	10
Anfibios	*Lithobates catesbeianus*	Rana toro	9

[1] Conanp, 2012.
[2] Los peces diablo presentes en México incluyen varias especies de los géneros *Hypostomus* y *Pterygoplichthys*, de acuerdo con Mendoza *et al.*, 2007).

con éste, no incluye el tema de las especies exóticas o invasoras. Sin embargo, en diversas ANP se han implementado acciones de prevención, control o erradicación de especies exóticas invasoras de manera puntual, a fin de lograr la conservación y restauración de los ecosistemas. En especial en las islas del golfo de California (en colaboración con el Grupo de Ecología y Conservación de Islas (GECI) en colaboración con otras instituciones). De esta forma, el primer programa registrado contra especies exóticas invasoras fue la erradicación de ratas negras (*Rattus rattus*) y burros ferales (*Equus asinus*) en la RB El Vizcaíno (isla San Roque), en 1994. No fue sino hasta 2002 cuando se ejecutó un proyecto orientado a las especies acuáticas en el cual se realizaron acciones de monitoreo y erradicación del pez joya (*Hemichromis guttatus*), especie que compite por el alimento con la mojarra endémica de Cuatrociénegas (*Herichthys minckleyi*) y depreda otros peces presentes en las pozas del APFF Cuatrociénegas (Área de Protección de Flora y Fauna Cuatrociénegas, 2008). Posteriormente, en 2003 se llevó a cabo un proyecto con la finalidad de realizar acciones de repoblación de cuerpos de agua con especies dulceacuícolas nativas para contrarrestar el efecto de la introducción de especies exóticas en el APFF Laguna de Términos. Y al año siguiente, en la RB Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado, se estableció un programa para evaluar la abundancia relativa del cachorrito del desierto (*Cyprinodon macularius*), pez nativo dulceacuícola existente en el delta del río Colorado, respecto a la ictiofauna exótica en humedales prioritarios de la reserva (Conanp, 2012).

Las acciones ejecutadas para la prevención y control de las EEI en ANP, en la mayoría de los casos fueron puntuales y discontinuas, debido en gran medida al desconocimiento en la materia durante años –lo que llevó a que el tema fuera ubicado entre los programas con menor atención dentro de las ANP–, así como a la falta de recursos humanos y financieros. A partir de 2007 se incorpora de manera más formal y rigurosa el tema de las especies exóticas invasoras al incluirse dentro del Programa Nacional de Áreas Naturales Protegidas de la Conanp 2007-2012 (mediante la línea estratégica de protección) el subcomponente "Mitigación de la vulnerabilidad", cuyo objetivo es combatir y erradicar las especies invasoras y exóticas en ecosistemas terrestres, marinos, acuáticos e insulares mediante la instauración de programas de control y erradicación en ANP; a partir de 2007 se planteó la meta de que cada año se incremente el número de ANP que opere con estos programas.

Las acciones no sólo incluyeron el incremento en la ejecución de programas de control y erradicación en ANP, sino que la Conanp, por medio de la Dirección de Especies Prioritarias para la Conservación (DEPC), ha creado vínculos de acción y cooperación con diversas instituciones, entre ellas la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio), realizando de manera conjunta diversas acciones para enfrentar la problemática de las especies exóticas invasoras. Asimismo, se ha unido a los esfuerzos que se realizan en el ámbito nacional al formar parte del comité asesor nacional para la elaboración de la Estrategia Nacional sobre Especies Invasoras en México: Prevención, Control y Erradicación, publicada por la Conabio (Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras, 2010). De esta manera, al considerar la Estrategia Nacional como herramienta de gestión y elemento guía y para enfrentar los desafíos que representan las especies invasoras en las ANP de competencia federal, fue elaborado el "Programa para la atención y manejo de especies exóticas invasoras y ferales en áreas naturales protegidas de competencia federal", que identifica las prioridades de acción en el tema (próximo a publicarse). Otro mecanismo de acción efectiva para el manejo de EEI lo constituye el proyecto "Fortalecimiento de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas mediante mecanismos de innovación y mejora continua" entre la Conanp y el Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD), que tiene como parte de sus resultados, la implementación de la "Estrategia de prevención, control y erradicación de especies invasoras aplicada en áreas naturales protegidas seleccionadas".

A partir de 2007, y de acuerdo con la recopilación realizada por la DEPC de la Conanp, se ha reportado la implementación de 126 programas para la atención de especies exóticas invasoras en 59 sitios, que incluyen ANP, regiones prioritarias para la conservación, islas y sitios Ramsar. De éstos, 27 programas están enfocados en atender las especies exóticas invasoras acuáticas en 22 ANP y un sitio Ramsar (cuadro 4), la mayoría de ellos para el grupo de los peces y en particular para la especie *Pterois volitans* (pez león).

La ejecución de estos programas ha sido resultado de la participación coordinada entre el personal de la Conanp con otras instituciones de los tres niveles de gobierno, la academia, los pobladores de las ANP y la sociedad civil organizada. Asimismo, en la planeación y ejecución se han conjuntado esfuerzos que implican la aportación de recursos materiales, financieros y huma-

Cuadro 4. **Programas implementados en áreas naturales protegidas a partir de 2007 para la atención de especies exóticas invasoras acuáticas**

ANP, región prioritaria para la conservación o sitio Ramsar	*Especies o hábitat*	*Tipo de programa*	*Año*
APFF Ciénegas de Lerma	Lirio acuático	Control	2008-2012
	Carpa	Control	2011-2012
PN Cañón del Sumidero	Peces	Monitoreo	Desde 2007
APFF Cañón de Santa Elena	Carrizo gigante	Control	Desde 2005
PN Maderas del Carmen	Carrizo gigante	Control	Desde 2005
APFF Cuatrociénegas	Pez joya	Erradicación	Desde 2008
	Carrizo gigante[a]	Control	Desde 2007
	Lirio acuático	Control y erradicación	Desde 2007
RB Zicuirán-Infernillo	Peces diablo	Monitoreo y control	2010
APFF Islas del Golfo de California, Sinaloa[1]	Peces diablo	Prevención y control	Desde 2011
RB El Pinacate y Gran Desierto de Altar	Pez mosquito	Control	2006-2012
RB Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado	Hábitat ripario	Restauración en el río Colorado	2010-2012
	Pez cachorrito-ictiofauna exótica en humedales	Conservación	2004-2008
	Tramo limítrofe del río Colorado	Restauración	2007-2009
RPC Sierra Tarahumara	Trucha arcoíris	Control	Reportado en 2008
APFF Laguna de Términos	Repoblación con mojarra castarrica, mojarra tenhuayaca, mojarra paleta y pejelagarto[b]	Prevención	Desde 2003
PN Arrecife Alacranes	Pez león[c]	Control	2010-2011
RB Ría Lagartos	Pez león[c]	Prevención y control	Desde 2009
RB Banco Chinchorro	Pez león[c]	Control	Desde 2009
PN Isla Contoy	Pez león[c]	Prevención y de control	Desde 2009
RB Sian Ka'an	Pez león[c]	Control	Desde 2009
PN Arrecifes de Cozumel	Pez león[c]	Control	Desde 2009
PN Tulum	Pez león[c]	Control	Desde 2009
PN Puerto Morelos	Pez león[c]	Control	Desde 2009
PN Isla Mujeres, Punta Cancún y Punta Nizuc	Pez león[c]	Prevención y control	Desde 2010
PN Arrecifes de Xcalak	Pez león[c]	Control	Desde 2009
Sitio Ramsar Ensenada de Pabellones	Peces diablo	Control	2011

[1] A partir del APFF Islas del Golfo, Sinaloa, personal del ANP ha realizado acciones de prevención y control de peces diablo en algunos humedales del estado de Sinaloa, entre ellos las lagunas de Chiricahueto y Caimanero.
[a] Recuadro 1, [b] recuadro 2, [c] recuadro 3.

nos provenientes de diversas fuentes federales, estales, municipales, instituciones académicas, el sector privado, las organizaciones civiles y otros interesados en la conservación y protección de especies y ecosistemas, traducidos en contribuciones directas para el pago de servicios, la transferencia de equipo especializado para los programas de prevención, control y erradicación de EEI, así como la participación de voluntarios.

Es importante señalar que aunque ya se han comenzado a integrar esfuerzos de cooperación para el control de EEI que afectan áreas de conservación fronterizas y contiguas (p. ej., Cañón de Santa Elena y Monumento Natural Río Bravo con el Parque Nacional Big Bend de Estados Unidos), es necesario incrementar la coordinación y el intercambio de información con los países vecinos; una opción es diseñar progra-

mas de prevención y manejo conjuntos similares a las acciones de la iniciativa "Malezas sin fronteras" (*Weeds Across Borders*).

El control y manejo de EEI son fundamentales en lo que toca al cumplimiento de compromisos internacionales, como los relacionados con los sitios Ramsar; para algunos de ellos de elevada fragilidad ecológica, como son los oasis de Baja California Sur, ya se han comenzado a registrar EEI acuáticas, como la mojarra africana *Tilapia* cf. *zilli* (Maeda *et al*., 2005).

Otra especie de alta preocupación en estos sitios y ANP es el pez diablo. Éste ha sido introducido en ecosistemas acuáticos epicontinentales como la cuenca del río Grijalva, en Villa Hermosa, la laguna Paraíso en Chiapas, la laguna del Carmen en el golfo de México y en cuerpos de agua en Sinaloa, entre otros (Mendoza, 2009, com. pers.). Actualmente se sabe de la ocurrencia de *Pterygoplichthys pardalis* para el MN Yaxchilán y las RB Lacantún y Montes Azules en Chiapas (R. Rodiles, com. pers.).

RETOS PARA EL MANEJO ADECUADO DE ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS ACUÁTICAS EN ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS

La Conanp ha buscado establecer las condiciones favorables para la conservación y protección de las especies y los ecosistemas mediante acciones de prevención, control y erradicación de EEI, teniendo como finalidad enfrentar con eficacia las serias amenazas a la biodiversidad y los servicios ambientales que estas especies representan para las ANP del país. En la actualidad esta labor ha tenido grandes avances pues se ha incrementado el número de proyectos ejecutados, así como el número de ANP que reciben atención; la mayoría de las acciones están dirigidas a ANP terrestres e insulares. Sin embargo, es necesario continuar con los esfuerzos y crear vínculos de colaboración mucho más estrechos entre las ANP del país, pues aún son cuantiosas las tareas que se requiere realizar para consolidar una cultura de prevención y manejo de EEI en las áreas protegidas. Paralelamente, es inminente la necesidad de realizar más acciones orientadas a la investigación científica y al intercambio de información dentro de las ANP, de tal forma que se documenten los impactos y el conocimiento de las especies exóticas invasoras de los diferentes ecosistemas acuáticos en las ANP.

Respecto a las EEI acuáticas en ANP, aunque se ha visto un incremento en el número de acciones desarrolladas, es evidente que son insuficientes los programas o proyectos realizados respecto a aquellos ejecutados en ecosistemas terrestres e insulares. Asimismo, la mayoría están orientados a mitigar los impactos ocasionados por los peces, lo cual destaca la necesidad de contar con información básica, confiable y oportuna de otros grupos de especies exóticas invasoras acuáticas, como plantas e invertebrados, así como conocer las técnicas para establecer las medidas de control más efectivas en cada caso y la adecuada atención de estos grupos. La capacitación y el adiestramiento del personal de la Conanp y otros actores relacionados con las ANP, como acuicultores, prestadores de servicios turísticos acuáticos, de pesca deportiva y limpieza de embarcaciones, académicos y visitantes, entre otros, es fundamental (Tovar-Hernández *et al.,* 2012).

Las acciones de prevención pueden ser implementadas en toda el área protegida o a escalas menores como localidades especificas dentro del ANP, lo cual es el método más eficaz para proteger la biodiversidad de un sistema y que conlleva un menor costo económico (Shine *et al*., 2000; Tu, 2009); esto representa un beneficio en el manejo de las ANP. No obstante es preciso reconocer que las acciones de prevención de EEI son relativamente pocas si se comparan con aquellas de control y erradicación. Por ello, es necesario privilegiar las acciones de prevención en ANP, lo que implica incrementar las acciones de capacitación, acciones de educación y difusión a las comunidades, generación de información sobre EEI, uso de herramientas para predecir posibles impactos y dispersión de EEI hacia nuevos sitios, implementación de análisis de riesgos, fomento de mejores prácticas en el uso de especies exóticas y nativas, detección de vías de introducción, acciones de vigilancia, entre otras.

Otro aspecto fundamental destaca la necesidad de actualizar los programas de manejo de ANP para incluir el tema de las especies exóticas invasoras, de tal manera que la problemática se atienda de manera integral. En el mejor de los casos, dichos programas deben considerar estrategias de prevención y manejo de las EEI en su plan general, entre las que destacan: *a*] evaluación de las amenazas de las EEI (actuales y potenciales); *b*] acciones para la prevención de nuevas invasiones y evaluación de potencial de dispersión de EEI ya establecidas; *c*] acciones de control de EEI prioritarias en sitios altamente prioritarios, y *d*] la restauración y

rehabilitación de ecosistemas y especies nativas y comunidades en áreas de alta prioridad (Tu, 2009). Además se deben incluir acciones específicas por tipo de ecosistema dependiendo de las condiciones y particularidades de los mismos y evaluar periódicamente su aplicabilidad.

Es importante considerar que, además de las vías de introducción reconocidas que propician el movimiento de nuevas especies a un sitio, se puede esperar que la designación de una nueva área protegida pueda favorecer las invasiones biológicas, pues un aumento de visitantes se ha asociado con un incremento en el número de introducciones de especies exóticas, y por lo tanto una mayor probabilidad de establecimiento de las especies potencialmente invasoras (GISP, 2007). Para el caso de las áreas marinas protegidas, éstas son puntos significativos de gran atracción para el turismo, pues incluyen actividades como la navegación en botes y yates, la industria del buceo y la pesca recreativa y artesanal (GISP, 2007). De esta manera estas actividades incrementan el riesgo de introducción de EEI acuáticas, por lo que deberá ponerse especial atención en las acciones de prevención, principalmente en los sitios de ingreso de las ANP, así como implementar acciones de difusión y detección temprana por medio de mecanismos permanentes de vigilancia. Una acción específica que resulta a todas luces urgente es la de prestar una atención permanente al desarrollo de actividades acuícolas en cuencas que inciden en ANP y sitios Ramsar, con el propósito de que la Conanp evalúe los riesgos de que se intente introducir EEI de alto impacto y tomar las previsiones pertinentes a tiempo, aplicando el principio precautorio y recomendando opciones.

Asimismo, la sinergia de varios factores, entre ellos las actividades productivas dentro de las ANP, la fragmentación de los ecosistemas dentro de las mismas, el cambio climático global y la presencia de un gran número de especies potenciales invasoras, entre otros factores, constituye una clara amenaza para la biodiversidad de las áreas protegidas, problema que se espera se incremente en el futuro (GISP, 2007). Por esto, uno de los principales retos para la Conanp será contar con personal de ANP capacitado para enfrentar la problemática de las introducciones e impactos de las EEI en ecosistemas terrestres, acuáticos e insulares; también será estratégico convocar a un mayor número de instituciones y colaboradores para que participen en la operación de sistemas de detección temprana y respuesta rápida. Será fundamental asignar presupuestos específicos dentro de los programas operativos anuales (POA) de cada ANP acordes con los costos que conlleva el manejo de las EEI, para garantizar la continuidad de los esfuerzos de prevención, control y restauración, así como buscar alternativas de colaboración del sector privado para el financiamiento y la ejecución de las acciones de manejo.

REFERENCIAS

Aguilar, E. 2008. La encrucijada, en E. Schüttler y C.S. Karez (eds.). *Especies exóticas invasoras en las Reservas de Biosfera de América Latina y el Caribe. Un informe técnico para fomentar el intercambio de experiencias entre las Reservas de Biosfera y promover el manejo efectivo de las invasiones biológicas.* UNESCO, Montevideo, pp. 211-213.

Aguilar, V. 2005. Especies invasoras: una amenaza para la biodiversidad y el hombre. *Biodiversitas* **60**:7-10.

Aguirre-Muñoz, A., y R. Mendoza-Alfaro, *et al*. 2009. Especies exóticas invasoras: impactos sobre las poblaciones de flora y fauna, los procesos ecológicos y la economía, en *Capital natural de México*, vol. II: *Estado de conservación y tendencias de cambio*. Conabio, México, pp. 277-318.

Andrade, K., R. Coates, F.J. Gómez y A. Campos. 2008. Los Tuxtlas, en E. Schüttler y C.S. Karez (eds.). *Especies exóticas invasoras en las Reservas de Biosfera de América Latina y el Caribe. Un informe técnico para fomentar el intercambio de experiencias entre las Reservas de Biosfera y promover el manejo efectivo de las invasiones biológicas*. UNESCO, Montevideo, pp. 217-221.

Aranda, J.M. 2008. Sierra de Manantlán, en E. Schüttler y C.S. Karez (eds.). *Especies exóticas invasoras en las Reservas de Biosfera de América Latina y el Caribe. Un informe técnico para fomentar el intercambio de experiencias entre las Reservas de Biosfera y promover el manejo efectivo de las invasiones biológicas.* UNESCO, Montevideo, pp. 251-252.

Área de Protección de Flora y Fauna Cuatrociénegas. 2008. Monitoreo del pez joya (*Hemichromis guttatus*) en el Área de Protección de Flora y Fauna Cuatrociénegas. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. <*www.conanp.gob.mx/acciones/fichas/cuatrocienegas/info/info.pdf*> (consultada en agosto de 2012).

Badii, M.H., y J. Landeros. 2007. Invasión de especies o el tercer jinete del apocalipsis ambiental, una amenaza a la sustentabilidad. *Daena: International Journal of Good Conscience*. **2**(1):39-53.

Bautista, C.A. 2008. Pantanos de Centla, en E. Schüttler y C.S. Karez (eds.). *Especies exóticas invasoras en las Reservas de Biosfera de América Latina y el Caribe. Un informe técnico para fomentar el intercambio de experiencias entre las Reservas de Biosfera y promover el manejo efectivo de las invasiones biológicas.* UNESCO, Montevideo, pp. 232-234.

Benhumea, A.E. 2008. Islas Marietas, en E. Schüttler y C.S.

Karez (eds.). *Especies exóticas invasoras en las Reservas de Biosfera de América Latina y el Caribe. Un informe técnico para fomentar el intercambio de experiencias entre las Reservas de Biosfera y promover el manejo efectivo de las invasiones biológicas.* UNESCO, Montevideo. pp. 209-210.

Benítez, H., y M. Bellot. 2007. Biodiversidad: usos, amenazas y conservación. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Disponible en: <*www.ine.gob.mx/publicaciones/libros/395/benitez_bellot.html*> (consultada en junio de 2012).

Carlton, J.T. 2001. *Introduced species in U.S. coastal waters. Environmental impacts and management priorities*. Arlington.

Carvajal, E., y M.A. Rangel. 2008. Sistema Arrecifal Veracruzano, en E. Schüttler y C. S. Karez (eds.). *Especies exóticas invasoras en las Reservas de Biosfera de América Latina y el Caribe. Un informe técnico para fomentar el intercambio de experiencias entre las Reservas de Biosfera y promover el manejo efectivo de las invasiones biológicas.* UNESCO, Montevideo, pp. 257-256.

CCA. 1997. Regiones ecológicas de América del Norte. Hacia una perspectiva común. Secretariado de la Comisión para la Cooperación Ambiental, Montreal.

Challenger, A., y R. Dirzo. 2009. Factores de cambio y estado de la biodiversidad, en *Capital natural de México,* vol. II: *Estado de conservación y tendencias de cambio.* Conabio, México, pp. 37-73.

Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras. 2010. *Estrategia nacional sobre especies invasoras en México, prevención, control y erradicación*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad–Comisión Nacional de Áreas Protegidas–Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México. Disponible en: <*www.conabio.gob.mx/invasoras/index.php/Portada*>.

Conabio. 1998. *La diversidad biológica de México: estudio de país.* Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.

Conanp. 2010. Fichas de especies invasoras. Dirección de Especies Prioritarias para la Conservación-Especies invasoras, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (archivo interno). Última actualización, octubre de 2010.

Conanp. 2012. Base de datos de la Dirección de Especies Prioritarias para la Conservación-Especies invasoras, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (archivo interno).

Conanp. 2013a. Áreas protegidas decretadas. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. <*www.conanp.gob.mx/que_hacemos*> (consultada en febrero de 2013).

Conanp. 2013b. Áreas Naturales Protegidas que cuentan con ecosistemas acuáticos continentales. Superficie territorial (ha) y proporción (%) que ocupan las ANP acuáticas continentales en el país. Dirección de Especies Prioritarias para la Conservación-Especies invasoras, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Datos no publicados.

Conanp (en preparación). Diagnóstico 2012 sobre especies exóticas invasoras y/o ferales en ANP. Dirección de Especies Prioritarias para la Conservación-Especies invasoras, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas.

D'Antonio, C.M., y S. Kark. 2002. Impacts and extent of biotic invasions in terrestrial ecosystems. *Trends Ecol. Evol.* **17**(5):202-204.

Dextrase, A.J., y M.A. Coscarelli. 2000. Intentional introductions of non-indigenous freshwater organisms in North America., en R. Claudi y J. H. Leach (eds.), *Non-indigenous freshwater organisms: Vectors, biology and impacts.* Lewis Publishers, Nueva York, pp. 61-98.

Dinnerstein, E., D.M. Olson, D.J. Graham, A.L. Webster, S.A. Primm, M.P. Bookbinker y G. Ledec. 1995. *Conservation assessment of the terrestrial ecoregions of Latin America and the Caribbean*. The World Bank–The World Wildlife Fund. Washington, DC.

DOF. 2010. Ley General de Vida Silvestre. Decreto por el que se reforman y adicionan diversas disposiciones de la LGEEPA y de la LGVS. *Diario Oficial de la Federación*, 6 de abril de 2010.

García, C., R. López y A.L. Figueroa. 2008. Islas del Golfo de California, en E. Schüttler y C.S. Karez (eds.), *Especies exóticas invasoras en las Reservas de Biosfera de América Latina y el Caribe. Un informe técnico para fomentar el intercambio de experiencias entre las Reservas de Biosfera y promover el manejo efectivo de las invasiones biológicas.* UNESCO, Montevideo, pp. 203-207.

Global Invasive Species Programme. 2007. Invasive alien species and protected areas: A scoping report. Part I. Scoping the scale and nature of invasive alien species threats to protected areas, impediments to IAS management and mean to address those impediments.

Goldburg, R., y T. Triplett. 1997. Murky waters: Enviromental effects of aquaculture in the US Enviromental Defense Fund.

Groombridge, B., y M.D. Jenkins. 2002. World atlas of biodiversity. UNEP–WCMC–University of California Press.

Hellman, J., J.E. Byers, B.G. Bierwagen y J.S. Dukes. 2008. Five potential consequences of climate change for invasive species. *Conser. Biol.* **22**(3):534-543.

Hopkins, C.C.E. 2001. Actual and potencial effects of introduced marine organisms in Norwegian waters, including S Gopal, B. 1987. Water hyacinth aquatic plant. Studies 1. *Elsevier Science,* Ámsterdam.

Ibarra, J.C. 2008. Cuatrociénegas, en E. Schüttler y C.S. Karez (eds.), *Especies exóticas invasoras en las Reservas de Biosfera de América Latina y el Caribe. Un informe técnico para fomentar el intercambio de experiencias entre las Reservas de Biosfera y promover el manejo efectivo de las invasiones biológicas.* UNESCO, Montevideo, pp. 196-199.

IUCN. 2004. Global Invasive Species Database. Invasive Species Specialist Group (GISP). <*www.issg.org/database/welcome*> (consultada en mayo de 2012).

Izaguirre, I., y M.M. Gómez. 2008. Alto Golfo de California-El Pinacate, en E. Schüttler y C.S. Karez (eds.), *Especies exóticas invasoras en las Reservas de Biosfera de América Latina y el Caribe. Un informe técnico para fomentar el intercambio de experiencias entre las Reservas de Biosfera y promover el manejo efectivo de las invasiones biológicas.* UNESCO, Montevideo, pp. 178-184.

Leal, K., y R. Escalante. 2008. Selva El Ocote, en E. Schüttler y C.S. Karez (eds.), *Especies exóticas invasoras en las Reservas*

de Biosfera de América Latina y el Caribe. Un informe técnico para fomentar el intercambio de experiencias entre las Reservas de Biosfera y promover el manejo efectivo de las invasiones biológicas. UNESCO, Montevideo, pp. 241-243.

Lowe, S., M. Browne, S. Boudjelas y M. De Poorter. 2004. *100 de las especies exóticas invasoras más dañinas del mundo. Una selección del Global Invasive Species Database.* Publicado por el Grupo Especialista de Especies Invasoras (GEEI), Comisión de Supervivencia de Especies (CSE) de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN). Primera edición, en inglés, junto con el número12 de la revista *Aliens*, diciembre de 2000. Versión traducida y actualizada, noviembre de 2004. <*www.issg.org/booklet.pdf*>.

Macdonald, I.A.W., L.L. Lope, M.B. Usher y O. Hamann. 1989. Wildlife conservation and the invasion of nature reserves by introduced species: A global perspective, en J.A. Drake, H.A. Mooney, E. di Castri, H.R. Groves, F.J. Kruger y M. Rejmanek (eds.) *Biological invasions: A global perspective.* Wiley, Chichester, pp. 215-255.

Maeda, A.M., E. Balart, L. Hernández, G. Ruiz, G. Murugan, L. Campos y H. Obregón. 2005. Nuevos registros de peces y crustáceos de los oasis de Baja California Sur, México. Primer Taller sobre los Oasis del Noroeste de México. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C., La Paz, 8 y 9 de noviembre, 2005.

Manson, R.H., y E.J. Jardel Peláez. 2009. Perturbaciones y desastres naturales: impactos sobre las ecorregiones, la biodiversidad y el bienestar socioeconómico, en *Capital natural de México*, vol. II: *Estado de conservación y tendencias de cambio.* Conabio, México, pp. 131-184.

March, I.J., y M. Martínez (eds.). 2008. *Especies invasoras de alto impacto a la biodiversidad. Prioridades en México.* Instituto Mexicano de Tecnología del Agua–The Nature Conservancy–Conabio–Aridamérica–GECI.

Martínez, F., y C. Miguel. 2008. Mariposa monarca, en E. Schüttler y C.S. Karez (eds.), *Especies exóticas invasoras en las Reservas de Biosfera de América Latina y el Caribe. Un informe técnico para fomentar el intercambio de experiencias entre las Reservas de Biosfera y promover el manejo efectivo de las invasiones biológicas.* UNESCO, Montevideo, pp. 228-231.

Mendoza R., G. Rodríguez y S. Castillo. 2011. Riesgo de dispersión y posibles impactos de los acociles australianos del género *Cherax* en México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.

Mendoza, R., S. Contreras, C. Ramírez, P. Koleff, P. Álvarez y V. Aguilar. 2007. Los peces diablo: especies invasoras de alto impacto. *Biodiversitas* **70**:1-5.

Mittermeier, R.A., P. Robles-Gil, y C.G. Mittermeier. 1997. *Megadiversidad: los países biológicamente más ricos del mundo.* Cemex, México.

Montes, S. 2008. Barranca de Meztitlán, en E. Schüttler y C.S. Karez (eds.), *Especies exóticas invasoras en las Reservas de Biosfera de América Latina y el Caribe. Un informe técnico para fomentar el intercambio de experiencias entre las Reservas de Biosfera y promover el manejo efectivo de las invasiones biológicas.* UNESCO, Montevideo, pp. 193-195.

Okolodkov, B.Y., R. Bastida-Zavala, A.L. Ibáñez, J.W. Chapman, E. Suárez-Morales, F. Pedroche y F. Gutiérrez-Mendieta. 2007. Especies acuáticas no indígenas en México. *Ciencia y Mar* XI(32):29-67.

Ricciardi, A. 2006. How protected are coral reefs? (Letter to the editor) *Science* **314**:757.

Rodríguez, M.A., y V.M. Anguiano. 2008. Sierra La Laguna, en E. Schüttler y C.S. Karez (eds.), *Especies exóticas invasoras en las Reservas de Biosfera de América Latina y el Caribe. Un informe técnico para fomentar el intercambio de experiencias entre las Reservas de Biosfera y promover el manejo efectivo de las invasiones biológicas.* UNESCO, Montevideo, pp. 253-256.

Rojero, E. 2008. Sierra de Álamos-río Cuchujaqui, en E. Schüttler y C.S. Karez, C.S. (eds.), *Especies exóticas invasoras en las Reservas de Biosfera de América Latina y el Caribe. Un informe técnico para fomentar el intercambio de experiencias entre las Reservas de Biosfera y promover el manejo efectivo de las invasiones biológicas.* UNESCO, Montevideo, pp. 248-250.

Ruiz, G.M., y J. Carlton. 2003. Invasion vectors: A conceptual framework for management, en G.M. Ruiz y J. Carlton (eds.), *Invasive species-vectors and management strategies.* Island Press, pp. 459-499.

Sánchez Colón, S., A. Flores Martínez, I.A. Cruz-Leyva y A. Velázquez. 2009. Estado y transformación de los ecosistemas terrestres por causas humanas, en *Capital natural de México*, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio. Conabio, México, pp. 75-129.

Sarukhán, J., P. Koleff, J. Carabias, J. Soberón, R. Dirzo, J. Llorente-Bousquets, G. Halffter, R. González, I. March, A. Mohar, S. Anta y J. de la Maza. 2009. *Capital natural de México. Síntesis: Conocimiento actual, evaluación y perspectivas de sustentabilidad.* Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.

Semarnap. 1997. *Programa de Conservación de la Vida Silvestre y Diversificación Productiva en el Sector Rural, 1997-2000.* Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca–Instituto Nacional de Ecología.

Semarnat-Conanp. 2007. *Programa Nacional de Áreas Naturales Protegidas.* Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, 2007-2012.

Shine, C., N. Williams y L. Gündling. 2000. *Guía para la elaboración de marcos jurídicos e institucionales relativos a las especies exóticas invasoras*, UICN, Gland.

Sifuentes, C. 2008. Maderas del Carmen, en E. Schüttler y C.S. Karez (eds.), *Especies exóticas invasoras en las Reservas de Biosfera de América Latina y el Caribe. Un informe técnico para fomentar el intercambio de experiencias entre las Reservas de Biosfera y promover el manejo efectivo de las invasiones biológicas.* UNESCO, Montevideo, pp. 222-224.

Tovar-Hernández, M.A., T.F. Villalobos, B. Yáñez, J.M. Aguilar e I.D. Ramírez. 2012. Guía de invertebrados acuáticos en Sinaloa. Geomare, A.C.–USFWS–INE-Semarnat, Mazatlán.

Tu, M. 2009. *Assessing and managing invasive species within protected areas.* Protected Area Quick Guide series. J. Ervin. (ed.), Arlington, The Nature Conservancy.

UNEP. 2001. Status, impacts and trends of alien species that threaten ecosystems, habitats and species. Note by the Executive Secretary, Subsidiary Body on Scientific, Technical and

Technological Advice, Convention on Biological Diversity. Montreal, 12-16 de marzo, 2001, UNEP/CBD/SBSTTA/6/INF/11.

UTEI-Otecbio. 2004. Especies exóticas con el mayor potencial de riesgo para los recursos naturales nativos. Metodología de identificación. Unidad Técnica de Especies Exóticas. Consejo Nacional de Áreas Protegidas–Conap–Oficina Técnica de Biodiversidad–Otecbio–Guatemala, C.A.

Villanueva, E. de J., y D. Salinas. 2008. Bahías de Huatulco, en E. Schüttler y C.S. Karez (eds.), *Especies exóticas invasoras en las Reservas de Biosfera de América Latina y el Caribe. Un informe técnico para fomentar el intercambio de experiencias entre las Reservas de Biosfera y promover el manejo efectivo de las invasiones biológicas.* UNESCO, Montevideo, pp. 187-189.

Welcomme, R. 1992. A history of international introductions of inland aquatic species ICES. *Mar. Sci. Sympos*. **194**:3-14.

Zamorano, P., y F. Ursúa. 2008. Sian Ka'an, en E. Schüttler y C.S. Karez (eds.), *Especies exóticas invasoras en las Reservas de Biosfera de América Latina y el Caribe. Un informe técnico para fomentar el intercambio de experiencias entre las Reservas de Biosfera y promover el manejo efectivo de las invasiones biológicas.* UNESCO, Montevideo, pp. 244-247.

RECUADRO 1. EXPERIENCIA EXITOSA EN EL CONTROL DE CARRIZO GIGANTE EN EL ÁREA DE PROTECCIÓN DE FLORA Y FAUNA CUATROCIÉNEGAS, COAHUILA

Ivo García Gutiérrez

Cuatrociénegas es el humedal más importante en el desierto Chihuahuense. Se localiza en la porción central del estado de Coahuila. Este humedal es un ecosistema sumamente frágil y representa un sitio de gran importancia para la conservación de la biodiversidad y para el bienestar de la población local. Fue decretado el 7 de noviembre de 1994 como Área de Protección de Flora y Fauna; cuenta además con reconocimiento internacional como parte de la Convención Ramsar, tratado intergubernamental que busca proteger los humedales de mayor importancia mundial, y como una reserva de la biosfera dentro del Programa Hombre y Biosfera de la UNESCO (INE, 2011).

El humedal de Cuatrociénegas es un complejo sistema de numerosos cuerpos de agua conocidos localmente como pozas, las cuales brotan de manantiales; sus diámetros van desde menos de un metro hasta más de 100 m y las profundidades varían desde 50 cm hasta 18 m. Algunas de las pozas están comunicadas natural o artificialmente entre sí por un complicado sistema de drenaje (INE, 1999). En este humedal se desarrollan procesos biológicos esenciales; es el lugar donde habitan diversos organismos acuáticos únicos en el mundo, como son los estromatolitos, comunidades microbiales que forman la base de complejas cadenas alimentarias que dependen de la presencia del humedal. Asimismo, alberga una significativa concentración de biodiversidad, con un total de 1247 especies, 16 de las cuales están en peligro de extinción, 39 se encuentran amenazadas y 34 tienen el estatus de protección especial (Souza *et al*., 2006; Lobo, 2009).

Sin embargo, el humedal ha sido alterado por la canalización y el drenado de sus aguas, para ser utilizadas en agricultura desde hace más de 100 años, propiciando su desecación. Además, la interconexión de las pozas de manera artificial ha favorecido la invasión y dispersión de especies exóticas en las diferentes pozas (INE, 1999).

Una de las especies exóticas invasoras que afectan el humedal de Cuatrociénegas es el carrizo gigante (*Arundo donax*) (Fig. 1). Esta especie, que se propaga principalmente de manera asexual por tallos y rizomas, consume grandes cantidades de agua, lo que contribuye a la desecación del humedal. Flores-Maldonado y colaboradores (2008) mencionan que el carrizo gigante llega a consumir entre tres y 10 veces más agua que las especies nativas, estimando una pérdida de alrededor de 17.3 litros/m^2/día para el caso específico de Cuatrociénegas. Invade el ecosistema provocando la modificación en la estructura y composición de las especies en las zonas riparias, desplazando a las especies nativas. Además, esta especie aumenta el riesgo de incendios y la disminución de biodiversidad en el humedal (Bell, 1997).

La Conanp ha desarrollado el "Protocolo para el control y erradicación de carrizo gigante para el Área de Protección de Flora y Fauna Cuatrociénegas"; la aplicación de este protocolo ha resultado un caso exitoso de control del carrizo gigante con la participación de pobladores locales. Los dueños de terrenos donde se localiza el humedal, generalmente personas de escasos recursos económicos, son capacitados por el personal del ANP. Utilizando la educación para la conservación, los pobladores locales conocen la problemática e identifican las maneras en que pueden participar en su solución. A su vez, además de capacitarse en el uso de técnicas para el control y eliminación de carrizo gigante, se les capacita en métodos de prevención, control y erradicación de otras especies invasoras.



Figura 1. *Arundo donax*. Foto archivo Conanp

RECUADRO 1. [*concluye*]

Para el control del carrizo gigante se implementa un método misceláneo que implica la combinación de varias técnicas. Se inicia con el uso de fuego o la poda de tallos. Posteriormente, de forma manual se realizan la extracción, deshidratación e incineración de rizomas. El seguimiento consiste en visitas mensuales para la extracción manual de rebrotes. Los pobladores locales son coordinados por el personal del ANP para realizar los trabajos de control y monitoreo del avance en la eliminación (Fig. 2).

Este proyecto comenzó en 2007, con un apoyo de Pronatura y The Nature Conservancy. Los resultados obtenidos hasta 2011 mostraron un avance en el control de 78% en poblaciones que ocupaban de 20 a 2 000 m^2, distribuidas en una superficie total de 2.16 ha. Los resultados positivos se deben al seguimiento en el control a largo plazo, aunado al fomento de la participación social y capacitación mediante actividades de educación para la conservación. Se espera erradicar las poblaciones de carrizo dentro del área natural protegida en los próximos cinco años.

En la actualidad se ha observado un incremento en el volumen de agua en algunas de las pozas, de lo cual se han beneficiado las especies acuáticas nativas que dependen de estos ecosistemas.

Referencias

Bell, G.P. 1997. Ecology and management of *Arundo donax*, and approaches to riparian habitat restoration in Southern California, en J.H. Brock, M. Wade, P. Pysek y D. Green (eds.). *Plant Invasion: Studies from North America and Europe*. Leiden, the Netherlands: Backhuys, pp. 104-114.

Flores Maldonado, J.J., A. Prado Navarro, A.L. Domínguez Orozco, R. Mendoza y A.I. González Martínez. 2008. El carrizo gigante, especie invasora de ecosistemas riparios. Conabio. *Biodiversitas* **81**: 6-10.

INE. 1999. *Programa de Manejo del Área de Protección de Flora y Fauna Cuatrociénegas*. Instituto Nacional de Ecología. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. México.

INE. 2011. *Análisis de la variación del nivel de los principales cuerpos de agua de Cuatrociénegas*. Instituto Nacional de Ecología. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Disponible en: <*www.ine.gob.mx/con-eco-cuatrocienegas*> (consultado en junio de 2012).

Lobo, T. 2009. *Cuatro Ciénegas: La mirada de sus niños*. Proyecto Concentrarte-WWF-Fundación Carlos Slim. Primera edición. México.

Souza, V., L. Espinosa-Asuar, A. Escalante, L. Eguiarte, J. Farmer, L. Forney, L. Llore, J. Rodríguez-Martí, X. Soberón, R. Dirzo y J. Elser. 2006. An endangered oasis of aquatic microbial biodiversity in the Chihuahuan desert. *Proc. Natl. Acad. Sci.* **103**(17): 6565-6570.



Figura 2. Acciones para el control de *Arundo donax*. Foto archivo Conanp

RECUADRO 2. ATENCIÓN DE ESPECIES EXÓTICAS ACUÁTICAS EN EL ÁREA DE PROTECCIÓN DE FLORA Y FAUNA LAGUNA DE TÉRMINOS, CAMPECHE

José Hernández Nava, Marcos Antonio Sánchez Martínez y Moisés Rosas González

El Área de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos (APFF-LT) es una de las áreas protegidas de gran importancia en el estado de Campeche, que sobresale por su riqueza faunística y extensas áreas de manglar. Cuenta con una amplia zona de pastos marinos y con humedales alimentados por tres de los principales ríos del estado: Palizada, Chumpán y Candelaria, que son fundamentales para dar vida a las principales pesquerías en esta parte del golfo de México. Cabe mencionar que el APFF-LT es un lugar de protección, anidación, alimentación y reproducción de peces tanto de origen marino como dulceacuícola, así como de reptiles, anfibios, insectos y aves (INE, 1997). Integra un complejo de sistemas fluvio-lagunares que son hábitat de una diversa comunidad biótica, donde la macrofauna acuática más importante la constituyen los peces, debido a sus características de abundancia, diversidad y distribución. En la actualidad estos sistemas se han visto seriamente modificados debido a la aparición de tilapias y carpas herbívoras y, más recientemente, del pez diablo (Ayala *et al*., 2010).

Sin duda, una de las mayores amenazas para la biodiversidad de los ecosistemas existentes en el APFF-LT, principalmente para las pesquerías que se desarrollan en los ríos y lagunas del área protegida, es el pez diablo o pez limpiapeceras. Su introducción, además de considerarse como una de las mayores amenazas para la biodiversidad de los ecosistemas acuáticos continentales del ANP, ha causado un fuerte impacto en las pesquerías de las zonas donde se ha introducido, ya que por sus características físicas provoca severos daños a las artes de pesca y por ende la disminución en la captura de especies utilizadas con fines comerciales; esto se ha reflejado en la producción de la ribera del río Palizada y el complejo lagunar del Pom y Atasta, por su cercanía y comunicación con el río San Pedro, en el límite de los estados de Tabasco y Campeche.

En diversos estudios realizados en el APFF-LT se ha identificado que los peces diablo pertenecen a las especies *Pterygoplichthys pardalis* y *P. disjunctivus*, las cuales reflejan una acelerada invasión de los ecosistemas del ANP (Ayala *et al*., 2010; Amador-del Ángel *et al*., 2010a). Asimismo y de acuerdo con un estudio realizado por Amador-del Ángel y colaboradores (2010b), 86% de los pescadores de las comunidades del río Palizada que fueron entrevistados reportaron que las capturas de otras especies de valor comercial han decaído. Esto lo han atribuido a la aparición en 2007 de los peces diablo (*P. pardalis* y *P. disjunctivus*), mismos que encontraron las condiciones óptimas para su desarrollo y se distribuyeron a lo largo del río y lagunas adyacentes, donde se han convertido en una verdadera plaga. Los pescadores comentan que de la captura obtenida, 75% corresponde a especies invasoras [50% pez diablo y 25% tilapia (*Oreochromis niloticus*), carpa herbívora (*Ctenopharyngodon idella*) y mojarra pinta (*Parachromis managuensis*)] y sólo el 25% restante corresponde a especies nativas.

Por tal motivo, en la estrategia integral de conservación del APFF-LT, y con el apoyo de la Universidad Autónoma del Carmen, se pretende tener el sustento técnico que permita establecer recomendaciones que tengan como objetivo controlar las poblaciones de peces diablo. Las actividades para lograr este fin son la evaluación de parámetros poblacionales como crecimiento, mortalidad y biomasa, así como de las concentraciones de metales pesados en carne y gónadas. Se plantea además fomentar su aprovechamiento mediante la elaboración de harinas para abono o para consumo animal, mediante la conformación de microindustrias familiares.

Lo anterior permitirá contribuir a disminuir parte de los impactos sobre los ecosistemas y con ello a la recuperación de las especies nativas en las zonas donde actualmente se encuentra distribuida esta especie invasora. Como parte de la estrategia se incluyen acciones de monitoreo a fin de evaluar la recuperación de las poblaciones de especies nativas de peces mediante la aplicación de metodologías científicas de muestreo y encuestas a los pescadores de la ribera del río Palizada. Actualmente el pez diablo se utiliza en la zona como carnada para la captura de langostinos (*Macrobrachium acanthurus* y *M. carcinus*) (Amador-del Ángel *et al*., 2010a). Asimismo, la invasión del pez diablo requiere acciones inmediatas, pues además de los impactos económicos es evidente el daño en el ecosistema ribereño de la laguna de Términos.

Desde 2003 el personal del ANP inició proyectos de repoblación de cuerpos de agua con especies nativas y en 2004 se puso en marcha un estudio para instrumentar un centro reproductor de especies nativas, como medio para fortalecer la estrategia de acuicultura sustentable mediante la restauración, manejo y aprovechamiento del pejelagarto (*Atractosteus tropicus*) y de las mojarras castarrica (*Cichlasoma urophthalmus*), tenhuayaca (*Petenia splendida*) y paleta (*C. synspilum*) en los cuerpos de agua de la laguna de Términos. El estudio de prefactibilidad del centro reproductor fue elaborado por investigadores de la Universidad Autónoma Juárez de Tabasco (Semarnat, 2008).

Posteriormente se estableció la Sociedad de Producción Pesquera y Acuícola de Bienes y Servicios Ribera Gómez, S.C. de R.L. El proceso de integración de la sociedad se apoyó con financiamiento del Programa de Conservación para el Desarrollo Sostenible (Procodes) de la Conanp en 2004, 2005 y 2006. Sin embargo, no es sino hasta 2007 cuando se inaugura formalmente el Centro Reproductor de Especies Nativas, que actualmente ha canalizado el esfuerzo a la producción de pejelagarto, debido a la alta demanda que se ha generado en las comunidades aledañas. Trabajar con

RECUADRO 2. [*concluye*]

especies dulceacuícolas ha requerido gran dedicación y voluntad, tanto de los grupos de trabajo de las comunidades como de los técnicos del área protegida, ya que no existen muchas líneas de trabajo establecidas en este ámbito (Semarnat, 2008).

REFERENCIAS

Amador-del Ángel, L.E., E. Endañu-Huerta, E. A. Mendoza-Gutiérrez, E. Guevara-Carrión, R. Brito-Pérez y A.T. Wakida-Kusunoki. 2010a. Análisis socioeconómico de los pescadores del Río Palizada, Campeche y su apreciación sobre el impacto a su actividad por las especies invasoras. I Reunión Nacional de Innovación Acuícola y Pesquera Campeche, Camp. 2010 Memoria. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias.

Amador-del Ángel, L.E., A.T. Wakida-Kusunoki, E. Guevara-Carrión y R. Brito-Pérez. 2010b. Establecimiento de los plecos *Pterygoplichthys pardalis* y *P. disjunctivus* en el área natural protegida Laguna de Términos, Campeche. I Reunión Nacional de Innovación Acuícola y Pesquera Campeche, Camp. 2010 Memoria. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias.

Ayala, P.L., P.A.D. Pineda; G.H. Álvarez, U.I.H. Salgado. 2010. El pez diablo en los sistemas Fluvio-Lagunares de la Laguna de Términos. I Reunión Nacional de Innovación Acuícola y Pesquera Campeche, Camp. 2010 Memoria. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias.

INE. 1997. Programa de Manejo del Áreas de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos. Instituto Nacional de Ecología. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, México.

Semarnat. 2008. *Logros 2008*, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Disponible en: <*www.conanp.gob.mx*>.

RECUADRO 3. INVASIÓN, REACCIÓN Y ACCIÓN. LA CRÓNICA DE LA INVASIÓN DEL PEZ LEÓN (*PTEROIS* SPP.) EN EL CARIBE MEXICANO

Abelardo Brito Bermúdez, Cristopher A. González Baca y Francisco Ricardo Gómez Lozano

El pez león (*Pterois volitans* y *P. miles*), originario del océano Indo-Pacífico, es una especie exótica invasora en el Atlántico, muy exitosa debido a su alta eficiencia como depredador y por poseer mecanismos de defensa mediante espinas venenosas, color llamativo y comportamiento osado, altas tasas de reproducción y rápido crecimiento corporal, así como escasez de parásitos o enfermedades. Su invasión ha significado una de las mayores amenazas en la historia de los arrecifes coralinos del Atlántico (Morris *et al*., 2008). Esta especie ha invadido rápidamente de 2009 a 2012 áreas muy extensas, desde la costa sureste de Estados Unidos, diversos sitios del golfo de México y la mayor parte del Caribe hasta Sudamérica. Considerando su dieta y preferencias de hábitat, el pez león tiene la capacidad de afectar la estructura y funcionalidad de las comunidades arrecifales de los sitios donde se establece.

Debido a lo anterior, la erradicación del pez león es poco probable, por lo que los esfuerzos de control son esenciales para mitigar los efectos negativos de esta especie exótica invasora sobre los recursos pesqueros nacionales, de por sí mermados por la pesca local. Un estudio realizado por Valdez-Moreno y colaboradores (2010) en Quintana Roo señaló que en muestras de contenido estomacal de pez león 74.4% correspondía a varias familias de peces de la región y 25.6% a crustáceos.

En enero de 2009 se tuvo el primer registro de pez león en la zona arrecifal Jardines de Palancar, dentro del Parque Nacional Arrecifes de Cozumel, en el Caribe mexicano. Posteriormente se registraron nuevas evidencias en siete ANP marinas a lo largo de la Región Península de Yucatán y Caribe Mexicano y en 2011 en la Región Planicie Costera del Golfo de México (cuadro 1).

A partir del primer avistamiento de pez león en México, la Conanp elaboró una ficha técnica con la descripción biológica de esta especie para su difusión en las costas susceptibles de ser invadidas, incluyendo las ANP de la región mencionadas. Asimismo, se contactó a investigadores y especialistas del Caribe para conocer los métodos que hasta ese momento se conocían para enfrentar la invasión del pez león.

En julio de 2009, por medio de la dirección de la Región Península de Yucatán y Caribe Mexicano y con el apoyo de la Dirección de Especies Prioritarias para la Conservación de la Conanp, se organizó el "Primer Taller Regional para la Estrategia de Control y Manejo del Pez León para el Caribe Mexicano y Golfo de México". Al taller asistieron representantes de las ANP de la región, así como representantes de organizaciones civiles y comisionados de los sectores de protección civil y salud, cooperativas pesqueras, prestadores de servicios turísticos, medios de comunicación y comunidad en general; en esta reunión se creó el "Sistema de alerta temprana y control del pez león". En el taller también se concertaron las metodologías posibles para el control y establecimiento de centros de acopio de peces capturados, y los acuerdos con instituciones académicas para la generación de información que permitiera la mejora de los programas de control, así como informar periódicamente a la población local y autoridades sobre esta amenaza. Los objetivos principales de este sistema fueron: 1] informar a la comunidad sobre la amenaza que representa esta especie y la importancia de su atención, y 2] controlar las poblaciones de pez león para mitigar el impacto sobre los ecosistemas marinos utilizando diversos métodos de control, entre ellos su posible aprovechamiento.

Cuadro 1. **Áreas naturales protegidas en las que se ha registrado la presencia de *Pterois* spp.**

Área natural protegida	*Fecha de primer registro*
Parque Nacional Arrecifes de Cozumel	enero 2009
Parque Nacional Costa Occidental de Isla Mujeres, Punta Nizuc y Punta Cancún	febrero 2009
Parque Nacional Isla Contoy	febrero 2009
Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an	abril 2009
Parque Nacional Tulum	abril 2009
Parque Nacional Arrecifes de Puerto Morelos	mayo 2009
Reserva de la Biosfera Banco Chinchorro y Parque Nacional Arrecifes de X'calak	julio 2009
Parque Nacional Arrecife Alacranes	diciembre 2009
Reserva de la Biosfera Ría Lagartos	julio 2010
Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano	diciembre 2011
Parque Nacional Sistema Arrecifal Lobos-Tuxpan	mayo 2012

RECUADRO 3. [*continúa*]

De manera paralela, se solicitó a la Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca (Conapesca) la anuencia para la captura y comercialización del pez león con criterios establecidos por dicha institución, lo que permitió su captura en la categoría de pesca incidental. Después de casi un año de operar el sistema de alerta temprana y control del pez león se establecieron estrategias específicas que consideraron diferentes escalas, tanto temporales (corto, mediano y largo plazos) como geográficas (local, nacional e internacional).

En el ámbito internacional, durante la asamblea general de la Iniciativa Internacional para los Arrecifes Coralinos en 2010, se creó un comité *ad hoc* para atender la invasión del pez león. La primera actividad de coordinación con el comité fue la organización del taller "Estrategia regional para la atención del pez león, Cancún, México", en agosto de 2010, donde se reunieron representantes de 20 países responsables de áreas marinas protegidas del Gran Caribe, así como funcionarios de pesca, autoridades responsables de la gestión de recursos, científicos, organizaciones civiles, académicos y jefes de proyectos regionales. En el taller se trataron los siguientes temas: situación de la invasión, estrategias de control, casos exitosos, desafíos, recursos y necesidades. Como resultado se produjo un documento en el que se definieron seis enfoques o líneas estratégicas para el Caribe: 1] educación y alcances; 2] control; 3] políticas y regulaciones; 4] colaboraciones; 5] necesidades de recursos, y 6] investigación. A partir de estos resultados, un grupo de expertos elaboró un manual de buenas prácticas denominado "Mejores estrategias y prácticas para el control del pez león: una guía para manejadores" (en prensa). La meta es que este documento se distribuya a lo largo de la costa del Atlántico y sea de utilidad para afrontar la invasión, aprovechando la experiencia de otros sitios.

En el ámbito nacional se mantuvieron las acciones de control por medio de la Conanp y sectores aliados, donde cada ANP realizó diversas actividades (difusión de la problemática, torneos de pesca, apoyo a proyectos de investigación, entre otras) dependiendo de factores como el grado de invasión y los recursos disponibles (cuadro 2).

En septiembre de 2011 se organizó en Cancún el "Segundo Taller Regional para La Estrategia de Control y Manejo del Pez León para el Caribe Mexicano y Golfo de México"; el objetivo del taller fue generar una estrategia local para México, derivada de la estrategia internacional. En esta reunión participó personal de las ANP marinas de la Región Península de Yucatán y Caribe Mexicano. En la estrategia se identificaron seis líneas estratégicas, descritas a continuación:

1. Control

Estrategia enfocada al fomento de la captura del pez león, debido a que ésta es la acción con mayores impactos sobre sus poblaciones, mediante actividades como torneos de pesca, esquemas de captura por voluntarios, equipamiento para ANP y aliados, incluyendo arpones, redes y guantes a pescadores, prestadores de servicios turísticos y voluntarios. Se han implementado programas de empleo temporal dentro de las ANP en la modalidad de "control de especies invasoras".

La realización de torneos de pesca del pez león es cada vez más frecuente en diversas regiones y tienen la finalidad de incrementar las capturas en periodos cortos y en sitios donde el esfuerzo de captura es mínimo; estos torneos han sido eficaces para dar a conocer los esfuerzos y el compromiso de distintas organizaciones y de la ciudadanía.

2. Participación

Dado que el pez león puede tener un impacto negativo en sectores económicos como las pesquerías y el turismo, que son la base de la economía de las comunidades costeras, es indispensable ha-

Cuadro 2. **Actividades del programa de control de pez león realizadas en la Región Península de Yucatán y Caribe Mexicano por área natural protegida**

ANP*	*Capacitación*	*Difusión*	*Torneos de pesca*	*Campañas de captura*	*Consumo y degustación*	*Apoyos comunitarios*	*Monitoreo e investigación*
RBBCH	X	X	X	X	X	X	X
RBSK	X	X	X	X	X	X	X
PNAA	X	X	X	X	X	X	X
PNAPM	X	X	X	X	X	X	X
PNAC	X	X	X	X	X	X	X
PNAX	X	X	X	X	X	X	X
PNT	X	X		X	X	X	
PNCN	X	X		X	X		X
PNIC	X	X		X	X		X

*ANP: Área Natural Protegida; RBBCH: Reserva de la Biosfera Banco Chinchorro; RBSK: Reserva de la Biosfera Sian Ka'an; PNAA: Parque Nacional Arrecife Alacranes; PNAPM: Parque Nacional Arrecifes de Puerto Morelos; PNAC: Parque Nacional Arrecifes de Cozumel; PNAX: Parque Nacional Arrecifes de Xcalak; PNT: Parque Nacional Tulum; PNCN: Parque Nacional Costa Occidental de Isla Mujeres, Punta Cancún y Punta Nizuc; PNIC: Parque Nacional Isla Contoy.

RECUADRO 3. [*continúa*]

cer partícipe a la comunidad. Para ello se propuso la generación de esquemas de colaboración corresponsable. Entre los logros de esta estrategia se encuentra la organización de un comité municipal de atención al pez león en Cozumel, así como acuerdos y convenios particulares en toda la región con prestadores de servicios turísticos, pescadores, sociedad civil y sectores empresariales, en los que cada sector participa de acuerdo con sus capacidades.

3. Cultura
Para abordar efectivamente este tema se consideró identificar a grupos afectados, mensajes y medios de comunicación clave, adecuar acciones de cultura de acuerdo con la comunidad y garantizar que la información llegue a la mayor parte de ésta. Se implementan mecanismos mediáticos de información dirigidos a toda la población en medios de comunicación masiva de alcance local, nacional e internacional, *spots* de radio y televisión, carteles, canciones y conferencias.

4. Consumo
El pez león es una amenaza para los ecosistemas marinos y la economía de las regiones invadidas; sin embargo, también puede ser aprovechado económicamente, ya que su carne contiene un alto nivel proteico y es una excelente fuente de ácidos grasos poliinsaturados (Ferguson y Akins, 2010). Se ha promovido en gran medida el consumo de este pez por medio de recetarios, muestras gastronómicas para diversos sectores, como el restaurantero y hotelero, entre otros. En esta línea estratégica se han enfocado la mayoría de los esfuerzos, ya que el lograr una demanda de pez león en el mercado de consumo humano permitirá su control y, al mismo tiempo, reducirá la presión sobre otras especies de importancia pesquera. No obstante, cabe resaltar que existe cierto riesgo en su consumo por la presencia de ciguaterotoxina.

5. Monitoreo e investigación
Desde el año 2009 se ha buscado promover la investigación científica que permita conocer el impacto de esta especie y tomar decisiones de manera acertada para su control. Se han realizado acuerdos de colaboración con diversos centros de investigación científica tanto regionales como internacionales. Estas investigaciones han producido información acerca de la distribución y crecimiento poblacional, densidades y especies nativas susceptibles de depredación (por ejemplo, Arias-González *et al.*, 2011; Santander-Monsalvo *et al.*, 2011; Valdez-Moreno *et al.*, 2010; Vázquez-Yeomans *et al.*, 2011).

Perspectivas

La invasión del pez león en el Atlántico-Caribe ha sido una de las más exitosas en el planeta, a la cual se ha destinado para combatirla una gran cantidad de recursos provenientes de diversas organizaciones. Todos estos esfuerzos y estrategias han comenzado a rendir frutos. El pez león ha puesto a prueba la capacidad de reacción y acción de muchos actores involucrados (cuadro 3) y, afortunadamente, ahora una proporción importante de la comunidad conoce la problemática y se han logrado resultados evidentes en la mayoría de los sitios en los que se han hecho esfuerzos para su control. Además, existen estrategias probadas que ayudan a mitigar su impacto y que pueden adoptarse en sitios donde aún no es grave la invasión.

Sin embargo, la invasión de esta especie en el Caribe es un proceso en el cual aún hay mucho trabajo por delante. Se debe considerar la invasión del pez león como un caso para la obtención de conocimiento que permita mejorar la toma de decisiones y un mejor entendimiento sobre invasiones biológicas; perfeccionar la coordinación entre diversos sectores y con la sociedad en la implementación de acciones para evitar futuras invasiones y el desarrollo y progreso de capacidades científicas y técnicas para el adecuado manejo de esta y otras especies invasoras.

Referencias

Arias-González, J.E., G.C. González, J.L. Cabrera y V. Christense. 2011. Predicted impact of the invasive lionfish *Pterois volitans* on the food web of a Caribbean coral reef. *Environmental Research* 11(7): 917-925.

Cuadro 3. **Actores involucrados en las acciones de manejo del pez león en el Caribe mexicano**

Socios	*Aportación*
Empresas y cámaras comerciales (ej., Canirac, Coparmex, asociaciones de hoteles)	Elaboración de platillos, muestras gastronómicas, apoyo logístico, puntos de venta de platillos
Sociedades cooperativas pesqueras y pescadores libres	Captura, comercialización (nacional e internacional)
Organizaciones de la sociedad civil, nacionales e internacionales (ej., The Nature Conservancy, CORAL, G.I. de Cozumel)	Financiamiento, difusión
Instituciones de gobierno (ej., Conapesca y ayuntamientos municipales)	Gestión (anuencia para pesca), apoyo logístico, financiamiento, difusión
Universidades y centros de investigación nacionales e internacionales (ej., Ecosur, CICY y NOAA)	Investigaciones en varios temas y servicios sociales
Prestadores de servicios turísticos y comunidad en general	Participación en eventos, apoyo logístico, captura, consumo

RECUADRO 3. [*concluye*]

Ferguson, T., y L. Akins. 2010. *The lionfish cookbook*. The Caribbean's new delicacy. Reef Environmental Education Foundation REEF.

Morris, J.A., J.L. Akins, A. Barse, D. Cerino, D.W. Freshwater, S.J. Green, R.C. Muñoz, C. Paris y P.E. Whitfield. 2008. Biology and Ecology of the Invasive Lionfishes, *Pterois miles* and *Pterois volitans*. 61st Gulf and Caribbean Fisheries Institute. November 10-14.

Santander-Monsalvo, J., M.D. Mapel-Hernández, M. del P. Gonzáles-Barroso y O.O. Rivera Garibay. 2011. El pez león (*Pterois miles* y *Pterois volitans*) y su invasión en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano, Póster presentado al VI congreso mexicano de arrecifes de coral. Ensenada Baja California, México.

Valdez-Moreno, M., Y.L. Vásquez, G.M. Elías, N.V. Ivanova y P.D.N. Hebert. 2010. Using DNA barcodes to connect adults and early life stages of marine fishes from the Yucatan Peninsula, Mexico: Potential in fisheries management. *Marine and Freshwater Research*. **61**: 665-671.

Vázquez-Yeomans, L., L. Carrillo, S. Morales, E. Malca, J. Morris, T. Schultz y J. Lamkin. 2011. First larval record of *Pterois volitans* (Pisces: Scorpionidae) collected from the ichthyoplanckton in the Atlantic. *Biological invasions* **13**: 2635-2640. DOI:10.1007/s10530-011-9968-z.

Welcomme, R. 1992. A history of international introductions of inland aquatic species ICES. *Mar. Sci. Sympos*.194: 3-14.

28 ESPECIES INVASORAS ACUÁTICAS Y CAMBIO CLIMÁTICO

Roberto Mendoza Alfaro,* Georgia Born-Schmidt,
Ignacio J. March Mifsut y Porfirio Álvarez Torres

* Autor para recibir correspondencia: <roberto.mendoza@yahoo.com>

Mendoza, R., G. Born-Schmidt, I.J. March y P. Álvarez. 2014. Especies invasoras acuáticas y cambio climático, en R. Mendoza y P. Koleff (coords.), *Especies acuáticas invasoras en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, pp. 469-495.

RESUMEN

El cambio climático y las invasiones biológicas son procesos clave que se retroalimentan y afectan la biodiversidad global; por un lado, el cambio climático favorece la dispersión y el establecimiento de las especies, lo que agrava sus impactos y hace más difícil su control, mientras que las especies invasoras pueden influenciar la magnitud de los impactos del cambio climático, al alterar la estructura y función de los ecosistemas. Las importantes alteraciones causadas al ambiente por el cambio climático han exacerbado las invasiones biológicas mediante diferentes mecanismos. *a*] El cambio climático no solo ha provocado un incremento sustancial en el transporte de las especies, aumentando así la presión del propágulo, sino que también ha contribuido a la introducción de especies exóticas en nuevos hábitats al eliminar barreras biogeográficas. *b*] El incremento de la temperatura contribuye a la supervivencia de las especies exóticas al aumentar su habilidad competitiva y velocidad de propagación, favoreciendo así la colonización de nuevos hábitats. *c*] El calentamiento global hará más vulnerables a algunas de las especies nativas, poniéndolas en desventaja ante las especies invasoras que bajo estas condiciones podrán tener un crecimiento más rápido. Por ejemplo, los ciclos de vida de los patógenos y los parásitos podrían ser más cortos, volviéndose más infecciosos. Por otra parte, el efecto conjunto del aumento de la temperatura y la acidificación perturbarán ecosistemas clave como los arrecifes de coral, dando lugar a invasiones de macroalgas. El aumento de la temperatura también favorecerá la creación de zonas muertas y de florecimientos algales nocivos. *d*] La mayor frecuencia de eventos meteorológicos extremos y los cambios en la circulación oceánica continuarán contribuyendo con la expansión del área de repartición natural de varias especies acuáticas. *e*] Será necesario adaptar las medidas de control a los escenarios previstos para el cambio climático, así como las estrategias de restauración y particularmente de financiamiento, ya que la magnitud de las invasiones producto de los eventos extremos incrementará sin duda los costos de monitoreo y erradicación.

ABSTRACT

Climate change and biological invasions are key processes that reinforce each other and affect global biodiversity. On one hand, climate change favors the spread and establishment of exotic species, worsening their impacts and making their control more difficult; on the other hand, invasive species can increase the magnitude of impacts provoked by climate change by altering the structure and function of ecosystems. The significant changes to the environment caused by climate change have been exacerbating biological invasions through different mechanisms. a*] Climate change has not only caused a substantial increase in the transport of species, increasing propagule pressure, but has also contributed to the introduction of alien species to new habitats due to the breakdown of different biogeographical barriers.* b*] Global warming is currently contributing to the survival of exotic species by increasing their competitive ability and their speed of dispersal, thus favoring the colonization of new habitats.* c*] Global warming will make some native species more vulnerable, putting them at a disadvantage against invasive species which under these conditions may have a faster growth. For example, pathogens and parasites will undergo shorter life cycles, thus becoming more infectious. Moreover, key ecosystems such as coral reefs are being disturbed by the combined effects of increased temperature and acidification, resulting in invasions of opportunistic macroalgae. The increase in temperature will also favor the creation of dead zones and the blooming of harmful microalgae.* d*] The increased frequency of extreme weather events and changes in ocean circulation will keep on contributing to the expansion of the native range of several aquatic species.* e*] There will be a strong need to adapt control measures to future climate change scenarios. In addition, restoration and, particularly, funding strategies will be needed as the magnitude of invasions caused by extreme events will certainly increase the costs of monitoring and eradication.*

INTRODUCCIÓN

Los océanos y las aguas continentales tienen un papel significativo en la regulación del clima; sin embargo, desde hace tiempo se han visto intensamente afectados por el cambio climático. Durante los últimos años se han observado alteraciones importantes con profundas consecuencias para el ambiente, entre las que destacan pérdida de la cubierta de hielo en los polos, incremento en el nivel del mar, cambios en la productividad de los océanos y en la disponibilidad de recursos, alteración en el suministro y la calidad del agua, disrupción de los patrones climáticos estacionales y aumento en la intensidad de las tormentas (Herr y Galland, 2009). Adicionalmente, en las últimas cinco décadas los océanos han estado sujetos a una intensa sobreexplotación pesquera, daños al fondo marino debido a la pesca de arrastre y pérdida de hábitat como consecuencia de los esquemas de desarrollo costero (MA, 2005; Occhipinti-Ambrogi y Ambrogi, 2009). Por otra parte, el cambio climático también ha dado origen a la acidificación de los océanos (Orr *et al*., 2005; Zeebe *et al*., 2008; Guinotte y Fabry, 2008), la alteración de los patrones de circulación, cambios en la distribución espacial de las especies, cambios en la estructura de las comunidades y cambios fenológicos (Nye, 2010; Hannah, 2010). Como el resto de las especies, las invasoras también están respondiendo al cambio climático y sus respuestas, sin duda, tendrán importantes implicaciones ecológicas y económicas (Hellmann *et al*., 2008).

El cambio climático y las invasiones biológicas son procesos clave que afectan la biodiversidad global; sin embargo, sus efectos a menudo han sido considerados de manera separada a pesar de que hay razones científicas de peso para esperar que la tasa y dimensión de las invasiones biológicas se vean influenciadas por el cambio climático (Walther *et al*., 2009). En efecto, además de contribuir al cambio en los patrones de dispersión de las especies nativas, el cambio climático facilitará el establecimiento y contribuirá a la extensión del área de distribución de las especies invasoras, aumentando además sus impactos (Stachowicz *et al*., 2002; Britton *et al*., 2010; Sorte *et al*., 2010). Al mismo tiempo, las especies invasoras pueden tener influencia en la magnitud de los impactos del cambio climático, alterando la estructura de los ecosistemas y su función. Por ello se considera que la interacción de estos estresores puede exacerbar los efectos de cada uno (EPA, 2008), produciendo una retroalimentación positiva, en la que el cambio climático crearía nuevos hábitats para las especies invasoras, y éstas harían subsecuentemente más vulnerables los ecosistemas a los efectos del cambio climático (McNeely, 2000). A pesar de que los efectos combinados del cambio climático y las invasiones biológicas aún no se comprenden bien, debido entre otras razones a las variaciones regionales climáticas y los rasgos particulares de las especies, las diferentes presiones del cambio climático en general y de las invasiones biológicas en particular deberían, en la medida de lo posible, ser consideradas de una manera más integral (EPA, 2008), particularmente ya que se espera que la biodiversidad global siga disminuyendo durante el siglo XXI (Pereira *et al*., 2010).

Actualmente se han identificado importantes consecuencias del cambio climático en las invasiones biológicas (Hellmann *et al*., 2008):

1] Alteraciones en el transporte y mecanismos de introducción de las especies
2] Establecimiento de nuevas especies invasoras
3] Alteración de los impactos de las especies invasoras ya existentes
4] Alteración en la distribución de las especies invasoras
5] Alteración en la eficacia de las estrategias de control hasta hoy empleadas

CAMBIO CLIMÁTICO

El calentamiento global representa quizá la más extendida de las amenazas a la biodiversidad del planeta, considerando su potencial para afectar áreas incluso muy alejadas de la presencia humana (Malcom *et al*., 2006). Durante los 10 000 años posteriores a la última glaciación se han presentado variaciones climáticas sustanciales tanto en el ámbito local como en el regional; sin embargo, en la escala global, el clima permanecía relativamente estable. La magnitud del incremento en la temperatura desde la última glaciación, si bien fue muy importante, en particular respecto al incremento en los últimos 100 años, fue 10 veces menor de lo que se espera que sea en el futuro (Ning *et al*., 2003; CEICC, 2008).

Las temperaturas superficiales globales promedio y las de la baja troposfera durante las últimas tres décadas han sido progresivamente más cálidas que en las anteriores, y la primera del siglo XXI ha sido la década más cálida que se ha registrado (Arndt *et al*., 2010).

Existe un amplio consenso, a partir de los informes del Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC, 2007), de que, en ausencia de políticas de mitigación, se proyectan incrementos en la temperatura promedio globales de 2 a 5 °C para el presente siglo. Este aumento en la temperatura estará asociado con efectos complejos, en otros aspectos del clima, como los patrones de precipitación y la frecuencia e intensidad de las tormentas, que tendrán efectos consecuentes sobre los ecosistemas naturales y la actividad humana (Emanuel, 2005; Webster *et al.*, 2005; Quiggin, 2009). El cambio climático está transformando los ecosistemas a escalas y ritmos extraordinarios; el incremento en la temperatura ya ha causado cambios extensos y significativos que han provocado la reorganización de los ecosistemas continentales y modificaciones en los ciclos del agua (CEICC, 2008).

El cambio climático y las invasiones biológicas son dos importantes factores de cambio que afectan la biodiversidad en distintos niveles y los servicios de los ecosistemas. Los cambios en las condiciones climáticas de las décadas recientes han traído como consecuencia la alteración de la dinámica de las poblaciones de las especies nativas y de esta manera también se ha modificado su área de distribución geográfica, así como la estructura y composición de las comunidades y el funcionamiento de los ecosistemas (Parmesan, 2006). De manera similar, el cambio climático puede influir directamente en que las especies invasoras sean introducidas y también en sus probabilidades de establecimiento y naturalización. Aún más, los efectos indirectos del cambio climático pueden afectar algunos ecosistemas, haciéndolos más vulnerables a las especies invasoras y a sus efectos. En casos extremos, las invasiones relacionadas con el clima pueden llevar a la completa transformación de los ecosistemas en donde las especies invasoras dominen la función, la riqueza, o ambas, con la consecuente reducción de la diversidad de las especies nativas (Mack *et al.*, 2000; Walther *et al.*, 2009). Hobbs *et al.* (2006) describen estos casos extremos como ecosistemas nuevos o ecosistemas emergentes (Fig. 1).

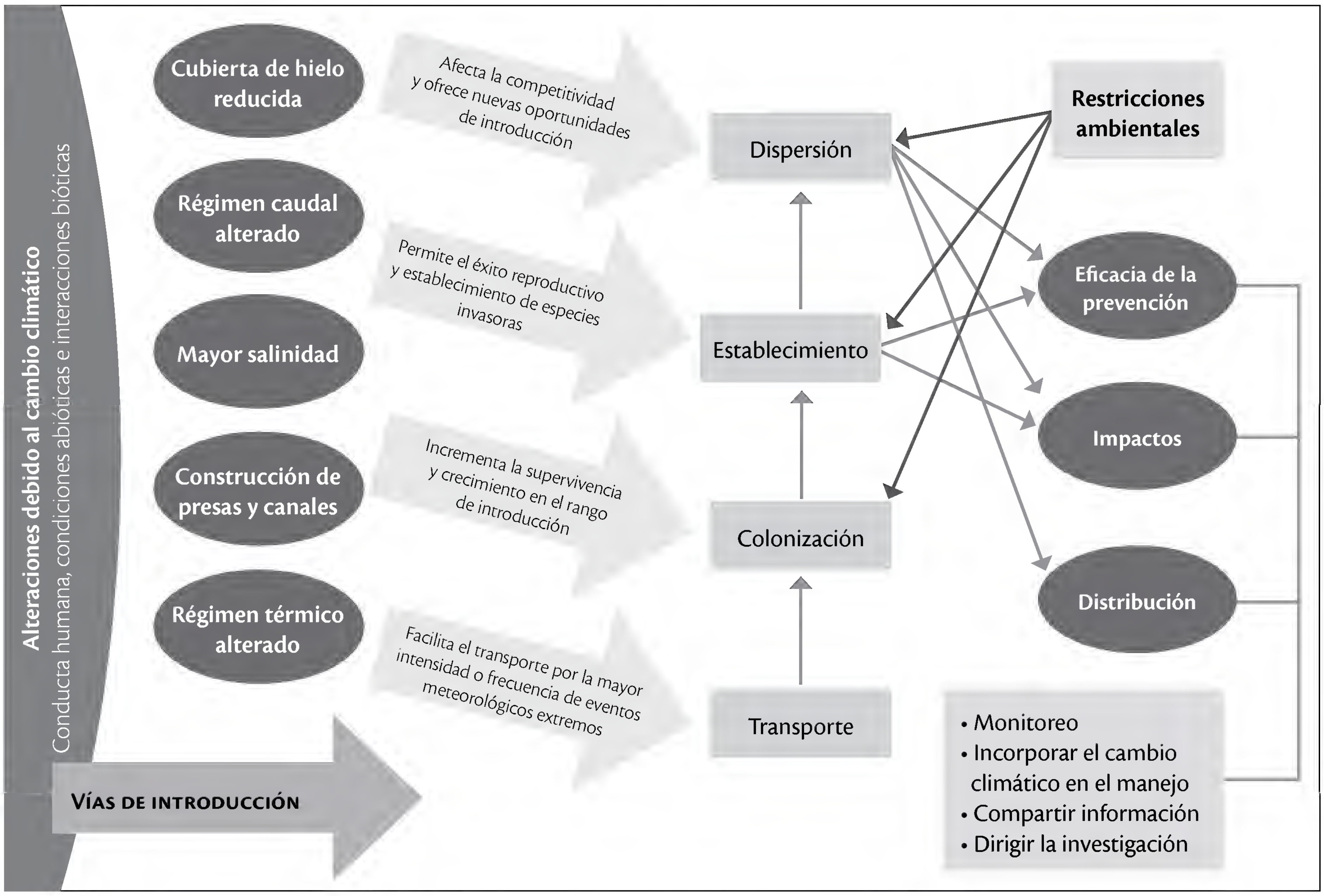


Figura 1. Influencia del cambio climático sobre el proceso de invasión y necesidades de adaptar las medidas de manejo (modificado de Walther *et al.*, 2009; Rahel y Olden, 2008; Hellmann *et al.*, 2008).

ALTERACIONES EN EL TRANSPORTE Y MECANISMOS DE INTRODUCCIÓN DE LAS ESPECIES

Uno de los cambios importantes en la historia reciente que puede alterar la dinámica de los ecosistemas es el incremento en el transporte de especies, que permite superar las barreras biogeográficas (Cohen y Carlton, 1998). A esto se debe sumar el efecto del cambio climático que podría remover barreras naturales, lo que puede favorecer la introducción de especies que posiblemente se volverán invasoras en los nuevos hábitats (EPA, 2008). Una de las más claras evidencias de estos cambios ha sido obtenida por el Registro Continuo de Plancton (*Continuous Plankton Recorder* - CPR) que registró la aparición de la diatomea del Pacífico, *Neodenticula seminae*, en el Atlántico noroeste, por primera vez en 800 000 años, la cual migró por arriba de Canadá de un océano a otro, debido al rápido derretimiento del hielo del Ártico en 1998 (Reid *et al*., 2007). Ésta no sería la primera especie que cruza, ya que se reportó la presencia en el Atlántico del copépodo del Pacífico, *Calanus marshallae* (Sundt y Melle, 1998), el cual tuvo un desplazamiento transártico debido al derretimiento de hielo. De la misma manera, existe la hipótesis de que *Pseudocalanus moultonise* se desplazó de un océano a otro y luego fue transportada por la corriente del Atlántico Norte hasta alcanzar las costas de Noruega (Staurland Aarbakke, *et al*., 2011). De hecho, múltiples especies de plancton de latitudes tropicales y subtropicales fueron registradas en 2012 por primera vez en Noruega (Bjorklund *et al*., 2012). El desplazamiento de especies de un océano a otro puede causar la reorganización de las comunidades, afectando potencialmente muchas especies, lo que podría incluso tener repercusiones económicas al afectar las pesquerías (Corbin, 2007; Allison *et al*., 2009; Cochrane *et al*., 2009). Lamentablemente, considerando que continuará derritiéndose el hielo del Ártico, ya se ha pensado en nuevas rutas navieras para ahorrar tiempo y distancia (TRB, 2008), sin considerar los posibles daños ambientales (*e.g.*, nuevos puertos, derrames de químicos, agua de lastre, etc.) y el acceso de especies a los dos océanos (Walther *et al*., 2009). Canadá en particular podría recibir más especies exóticas que antes, debido a un posible decremento del transporte por el canal de Panamá y a un aumento de la navegación por aguas canadienses. Aunque el Ártico es inhabitable para muchas especies, su baja biodiversidad, por un lado, y su alta sensibilidad a disturbios, por otro, lo vuelve ecológicamente vulnerable (Chircop, 2007).

Junto con la remoción de barreras físicas se espera que el cambio climático tenga efectos profundos sobre la dinámica de las especies invasoras en todo el planeta. Ya que un gran cúmulo de especies alcanzan nuevas regiones por medio de los medios de transporte humanos y considerando que el clima alterará en el futuro los patrones de transporte, es muy probable que se incremente la presión del propágulo de especies potencialmente invasoras. La presión podría aumentar por diversas razones, entre las que se encuentran la creación de nuevas rutas de transporte, rutas que permanecerán abiertas más tiempo, transportes más frecuentes en un menor lapso debido a la ocurrencia de eventos extremos, un mayor tráfico entre diferentes regiones o debido a la mayor supervivencia de los propágulos durante el transporte. De esta manera, el cambio climático podría vincular regiones geográficas previamente separadas y al mismo tiempo podría afectar los procesos biológicos asociados al transporte marítimo (Hellmann *et al*., 2008). Por otra parte, el transporte va a tender a ser alterado ya que probablemente con el cambio climático se modifiquen los destinos comerciales y turísticos. También existe el riesgo de alargar las temporadas de navegación, por ejemplo en los Grandes Lagos, en donde está previsto que, a pesar del deshielo, los niveles de los lagos bajen, lo que impedirá que los barcos transporten mucha carga, por lo que será necesario extender la temporada de navegación (TRB, 2008), con el riesgo de verter mayores volúmenes de agua de lastre y transportar un mayor número de organismos bioincrustantes. De la misma manera, se establecerá la conexión de cuencas geográficamente distintas por medio de la construcción de canales y presas para superar los problemas de escasez de agua como resultado del cambio climático, lo que también contribuirá a aumentar el área de distribución de las especies (Walther *et al*., 2009).

En otras ocasiones el cambio de temperatura favorecerá la supervivencia de los organismos no sólo durante el transporte, sino también una vez introducidos en la región receptora. Éste es, por ejemplo, el caso de los cladóceros onicópodos invasores *Cercopagis pengoi, Evadne anonyx, Podonevadne trigona, Cornigerius maeoticus* y *C. bicornis* de origen ponto-caspiano (mar Negro, mar de Azov y mar Caspio), y cuya introducción en el Báltico se atribuye a que el cambio climático facilitó el proceso. Por la región de procedencia, estas

especies son eurihalinas, lo que facilitó su rápida adaptación; además, el intenso tráfico en la región pontocaspiana ha resultado en numerosas invasiones, por lo que las especies estarían preadaptadas y dicha región fungiría como donadora secundaria (Panov *et al.*, 2007). Es también el caso del caracol gasterópodo norteamericano *Ferrissia fragilis*, que regularmente habita en temperaturas cálidas, a pesar de lo cual invadió el río Pripyat en Bielorrusia. Esta especie inicialmente se encontró en Europa central y Europa del norte, en donde pudo sobrevivir gracias a que se introdujo en presas que recibían agua de enfriamiento de las plantas nucleares (Semenchenko y Laenko, 2008). Este organismo es hermafrodita (Dillon y Herman, 2008) y aunque en su lugar de origen habita en aguas cálidas y templadas, sus huevos son capaces de resistir temperaturas frías (Son, 2007), lo que ha contribuido a su rápida expansión en Europa y recientemente en las islas Azores (Raposeiro *et al.*, 2011). Otras especies invasoras, como *Crepidula fornicata*, de origen americano, muestran un gradiente de abundancia que disminuye hacia el norte de Europa. Estos moluscos invasores han alcanzado biomasas de 150 000 toneladas durante el periodo de 1996-2004 en Francia (bahía del Mont-Saint Michel) (Blanchard, 2009), pero la invasión no ha prosperado en otras localidades debido a los inviernos fríos en Alemania, Dinamarca y Noruega, lo que sugiere que de haber inviernos más suaves, a causa del calentamiento global, se aseguraría su supervivencia y progresaría la invasión (Thieltges *et al.*, 2004). No se debe descartar que cambiará la demanda de especies ornamentales y comerciales en función de su resistencia al clima. Dentro de este contexto está previsto que se extiendan los cultivos de diferentes especies tropicales (Rahel y Olden, 2008).

Desafortunadamente, de manera regular son comunes los escapes de las operaciones acuícolas y ante los escenarios de cambio climático se espera que los escapes aumenten (Padilla y Williams, 2004).

Finalmente, se ha documentado que para sobrevivir en el medio en donde recientemente han sido introducidas varias especies exóticas desarrollan diferentes adaptaciones comportamentales; por ejemplo, al confrontar a una especie nueva, los individuos de algunas especies de *Cherax* refinan sus patrones de agresión. Así, al enfrentar dos especies de acociles australianos, *Euastacus armatus* y *Cherax destructor* (lámina 28.1), se observó que este último ejecutaba un golpe de quelípedo muy estilizado, con lo que ganaba todas las peleas con la otra especie (Hazlett, 2007). También es común la adaptación fisiológica, como la expresión de proteínas de choque calórico que permiten a los organismos tener rangos de temperatura más amplios y soportar temperaturas más elevadas que las especies nativas (Zerebecki y Sorte, 2011). Y en ocasiones muestran impresionantes adaptaciones morfológicas que les permiten persistir en los nuevos hábitats, como el pez león (*Pterois volitans*) (lámina 28.2), que presenta un camuflaje de rayas rojas y blancas para confundirse en los arrecifes; espinas en forma de tentáculos que lo hacen verse más grande e imponente y que contienen un potente veneno; apéndices sobre los ojos (en forma de pequeños gusanos), con los que pueden cubrir sus ojos y boca confundiendo a las presas; una vejiga natatoria que le permite permanecer completamente inmóvil en la columna de agua y realizar rápidos movimientos al acercarse la presa (Belvalkar, 2012). Un caso particularmente interesante es el de la medusa *Phyllorhiza punctata*, originaria de la región indo-pacífica. Esta especie fue introducida en el Atlántico vía el canal de Panamá desde hace más de 45 años y, por anomalías hidrográficas, en el año 2000 las corrientes la transportaron al golfo de México. Esta medusa invasora prosperó a tal grado que en un área de cerca de 150 km^2 en el golfo de México se estimó una población de 5.3 millones de medusas, que provocaron pérdidas de millones de dólares por atascar las redes de pesca de camarón y por la depredación de huevos y larvas de especies de alto valor para las pesquerías comerciales (Graham *et al.*, 2003).

ESTABLECIMIENTO DE NUEVAS ESPECIES INVASORAS

El cambio climático puede favorecer el establecimiento de nuevas especies invasoras por medio de tres mecanismos. En primer lugar, las especies que actualmente no pueden persistir en un lugar por restricciones climáticas podrán ser cada vez más capaces de sobrevivir y colonizar la zona. En segundo lugar, las especies recién llegadas a una nueva zona que pueden tolerar el clima podrán tener mayores posibilidades de superar las restricciones bióticas para su crecimiento y establecer poblaciones permanentes, aun en escenarios de cambio climático. En tercer lugar, las especies exóticas establecidas podrían volverse invasoras si el cambio climático aumenta su capacidad competitiva o su velocidad de propagación (Hellmann *et al.*, 2008).

Las actividades humanas, principalmente el movimiento de organismos asociado con el transporte transoceánico por buques y navíos pesqueros, han propiciado la redistribución de un gran número de organismos marinos en los últimos cinco siglos. Muchas encuestas biológicas posdataron estos eventos de transporte, de tal manera que la distribución de muchas de estas especies, ahora cosmopolitas, ha sido interpretada como el resultado de procesos naturales, subestimando el papel de los humanos en la alteración de los patrones de la diversidad natural y la distribución de los organismos marinos a lo largo de las costas del mundo (Carlton, 1989). Y a pesar de que muchas de estas inoculaciones presumiblemente fallarán debido a un clima inhóspito en la región receptora, el cambio climático podría revertir esta dificultad (Chapman, 2000). En efecto, la presencia de "nuevas" especies no significa que van a tener automáticamente un establecimiento exitoso (Walther *et al.*, 2009); sin embargo, la mayor parte de las especies invasoras presenta diferentes estrategias reproductivas que les confieren ventaja sobre las especies nativas (McMahon, 2002).

La temperatura del agua es una de las variables clave en los ecosistemas acuáticos pues los hábitats de los peces están sumamente limitados por la temperatura y el oxígeno disuelto (Coutant, 1985; Stefan *et al.*, 2001). La temperatura del agua, además de influir profundamente en el ciclo de vida, fisiología y comportamiento de los organismos acuáticos, puede alterar el hábitat físico disponible para las especies, sobre todo mediante la estratificación y heterogeneidad dentro de un sistema. Adicionalmente, los peces e invertebrados, al ser poiquilotermos, dependen de su termorregulación comportamental para modificar su temperatura interna, *i.e.*, requerirán moverse en la columna de agua para encontrar su óptimo térmico (Nevermann y Wurtsbaugh, 1994; Brio, 1998). De esta manera, los patrones espacio-temporales de temperatura, así como los gradientes, proveen una gran variedad de hábitats térmicos, para cuya explotación han evolucionado diferentes especies de la biota acuática.

Además de los cambios físicos, el cambio climático esta alterando los ecosistemas y los ciclos de vida de las especies. Las fronteras de los rangos geográficos de las especies están determinadas en parte por la interacción de la tolerancia térmica y el comportamiento de las especies con el clima local. Los efectos potenciales del cambio climático sobre estas fronteras incluyen la expansión, contracción o movimiento de los rangos de las especies, pero también el descenso de las poblaciones de algunas especies y cambios en sus ciclos reproductivos (EPA, 2008; Hannah, 2010).

Décadas de investigación en ecología y fisiología han documentado que las variables climáticas son generadores primarios de cambio de las distribuciones y la dinámica del plancton y los peces marinos (Hays *et al.*, 2005; Roessig *et al.*, 2004; Rijnsdorp *et al.*, 2009). Las tendencias de calentamiento están asociadas con el movimiento de las especies tropicales hacia zonas más templadas (Parmesan, 2006). Así, se esperan cambios en la distribución hacia los polos en las regiones donde la temperatura se ha venido incrementando. Muchos de estos cambios en la distribución potencial de las especies se traducirán en extinciones locales y al desplazarse las especies a otros lugares se presentaran nuevas colonizaciones (Chu *et al.*, 2005; Pereira *et al.*, 2010). En relación con esto se han documentado cambios profundos en la distribución del fitoplancton y zooplancton, y actualmente los picos de biomasa se están presentando en meses en los que normalmente no se presentaban (Hays *et al.*, 2005; Richardson y Schoeman, 2004). Estos cambios en la temporalidad de la reproducción o abundancia pueden favorecer a ciertas especies sobre otras, con consecuencias negativas potenciales para los ecosistemas acuáticos (Winder y Schindler, 2004). A esto se puede añadir que varias especies invasoras han mostrado tener un rango más amplio de tolerancia a la temperatura, en comparación con las especies nativas (Dukes y Mooney, 1999; Hellmann *et al.*, 2008).

Un ejemplo es la aparición en 1977 en las costas europeas de la diatomea *Coscinodiscus wailesii*, con base en datos del Registrador Continuo de Plancton. La abundancia de esta diatomea coincidió con un periodo llamado la "gran anomalía de salinidad" del Atlántico europeo y un corto periodo de bajas temperaturas (valores negativos del índice de oscilación del Atlántico norte) (Gómez, 2008). A esta diatomea originalmente sólo se le encontraba en los océanos Pacífico e Índico. Se presume que llegó a Europa por agua de lastre y desde 1977 se ha expandido a todas las islas británicas y el mar del Norte; también se le ha encontrado en las costas de Japón y Estados Unidos. De manera contrastante, esta especie se encontró en Brasil en aguas menos salinas, pero con temperaturas más elevadas (Fernandes *et al.*, 2001). Esta especie tiene la particularidad de no ser bien ingerida por el zooplancton, lo que explica el éxito que puede tener después de las invasiones. *C. wailesii* ha

tenido efectos negativos en las operaciones pesqueras por la producción de copiosas cantidades de mucus que tapona las redes de pesca. También reduce considerablemente la visibilidad para los buzos y actualmente se ha convertido en un miembro dominante de las comunidades fitoplanctónicas, en donde compite con especies nativas (Reid *et al.*, 2009). A juzgar por su euritermia, eurihalinidad y amplia distribución, esta especie tiene el potencial de ser introducida hacia el sur y el norte del planeta en los siguientes años (Fernandes *et al.*, 2001). En paralelo, Nehring (1998) reporta el establecimiento de 16 especies de fitoplancton de latitudes menores en el mar del Norte, argumentando que su establecimiento está relacionado con los inviernos suaves de los últimos 10 años. En el mismo sentido, varias especies exóticas se han estado estableciendo en el Mediterráneo como un proceso continuo favorecido por los patrones de circulación del estrecho de Gibraltar, lo que ha permitido la persistencia y dispersión de especies como *Chaetoceros coarctatus* y *Proboscia indica* (Gómez, 2008), varias especies de peces como *Hemiramphus far* y *Parexocoetus mento* (Dulcic y Grbec, 2000) e invertebrados como el cangrejo invasor *Percnon gibbesi* (Thessalou-Legaski *et al*, 2006; Azzurro *et al.*, 2011).

Otro ejemplo claro ha sido descrito por Stachowicz *et al.* (2002) en Nueva Inglaterra, quienes compararon durante varios años los registros semanales de invertebrados marinos sésiles con las variaciones interanuales en la temperatura del agua para determinar el efecto del cambio climático en el éxito de la dispersión de las especies invasoras. Estos autores observaron que especies introducidas de ascidias (*Botrylloides diegensis*) llegaban a establecerse más temprano que las especies nativas durante los años con inviernos más cálidos, teniendo así la ventaja de incrementar la magnitud de poblaciones y volviéndose dominantes sobre las especies nativas.

En las regiones templadas donde las comunidades de peces están dominadas por especies de aguas frías (óptimo fisiológico <20 °C), las temperaturas actuales proveen un filtro eficaz que evita el establecimiento de especies templadas (óptimo fisiológico 20 a 28 °C) y especies tropicales (óptimo fisiológico >28 °C) (Britton *et al.*, 2010). Pero, a medida que se incrementen las temperaturas, este filtro disminuirá y se incrementará la oportunidad de que estos peces introducidos se establezcan, ya que aumentará su capacidad competitiva y su potencial reproductivo (Hellmann *et al.*, 2008; Graham y Harrod, 2009). Un incremento en las temperaturas globales resultaría en la expansión hacia los polos de las especies tropicales en Norteamérica, Europa y Asia, y una expansión hacia el sur de las especies circuntropicales en Australia y América del Sur (Roessig *et al.*, 2004; Ficke *et al.*, 2005). Los modelos bioclimáticos actuales de las áreas de distribución de diversos organismos también sugieren migraciones hacia los polos, con promedios de desplazamiento para los peces demersales de 4 km/año en ciertas regiones, mientras que se prevé que las migraciones proyectadas para las especies pelágicas sean más rápidas, debido a la mayor movilidad de éstas y los mayores cambios en las condiciones de la superficie de los océanos. Incluso, la velocidad de estas migraciones podría ser el doble en los escenarios de alto rango de cambio climático (A1B) en comparación con los escenarios de bajo rango, lo que sugiere que la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero proporcionarían más tiempo para que las especies se adaptaran (Pereira *et al.*, 2010).

Se han documentado las migraciones de varias especies marinas y dulceacuícolas hacia los polos, algunas de las cuales se han vuelto invasoras. Por ejemplo, el mejillón azul del Mediterráneo, *Mytilus galloprovincialis*, tiene una mayor tolerancia a las temperaturas cálidas y los altos niveles de salinidad que el mejillón nativo de California, *Mytilus trossulus*, por lo que al migrar hacia el norte ha venido desplazando a la especie nativa (Braby y Somero, 2006). Por otra parte, Hubert (1988) presenta evidencias de la expansión potencial de la lobina (*Micropterus* spp.) a mayores altitudes en Wyoming, en diferentes escenarios de cambio climático. Eaton y Scheller (1996) también pronostican que el rango de las lobinas se extenderá en una proporción de 30% hacia el norte. En el mismo sentido, se ha pronosticado que por cada grado centígrado que se incremente la temperatura el bagre (*Ictalurus punctatus*) se podría desplazar 250 km hacia el norte; esta expansión iría acompañada de una retracción del rango desde el sur (McCauley y Beitinger, 1992; Rahel y Olden, 2008). Se han hecho igualmente predicciones de expansión de rango de cerca de 500 km para varias especies (percas, carpas, lobinas) con incrementos de 4 a 5 °C en Canadá (Shuter y Post, 1990; Minns y Moore, 1995), y de otras (lucio y lucioperca) que tendrán consecuencias negativas para las pesquerías (Meisner *et al.*, 1987; Minns y Moore, 1992). Otros estudios se han enfocado en documentar las consecuencias de estas expansiones de rango sobre las comunidades lacustres de peces nativos. Estos estudios prevén una

gama de efectos negativos sustanciales, incluyendo la extirpación local de varios ciprínidos y el descenso en las poblaciones de depredadores tope nativos, particularmente las truchas de lago (*Salvelinus namaycush*) (Van der Zanden *et al*., 1999; MacCrae y Jackson 2001; Jackson y Mandrak 2002). Esto se debe a que este tipo de especies utilizan como refugio térmico el hipolimnion, la densa capa de agua que se encuentra en el fondo de los lagos térmicamente estratificados.

Normalmente, es la capa más fría en el verano y la más cálida en el invierno, ya que estando en el fondo se encuentra aislada de la influencia del viento –contrariamente al epilimnion, la capa superior– y recibe poca luz como para que ocurra fotosíntesis. El hipolimnion está sujeto a la anoxia, ya que en esta capa se depositan detritus y sedimentos de las capas superiores que al descomponerse consumen oxígeno (LaBounty y Burns, 2007). Sin embargo, cuanto más se prolongue la estratificación, por el calentamiento global, menor será el intercambio de oxígeno con el epilimnion. De tal manera que cuando la demanda de oxígeno en el hipolimnion excede el suministro se presentan condiciones hipóxicas. Esto limita severamente el hábitat en primavera y verano, ya que el aumento de las temperaturas ambientales incrementa el grosor del epilimnion y causa un descenso acelerado en las concentraciones de oxígeno del hipolimnion (Ficke *et al*., 2005) (Fig. 2). Cuando los refugios térmicos se reducen en tamaño, los peces se aglomeran en un menor volumen de agua, en donde factores como la rápida disminución de oxígeno, la baja disponibilidad de presas, el estrés y la probabilidad de un aumento en la transmisión de enfermedades se hacen presentes (Coutant, 1985). Este principio también es aplicable a los peces introducidos fuera de sus rangos de temperatura óptimos (Ficke *et al*., 2005). Esto tendría enormes repercusiones en las poblaciones nativas de peces como el salmón kokane (*Oncorhynchus nerka*), que no podrán utilizar el epilimnion para refugiarse de sus depredadores si esta capa se calienta demasiado y, al contrario, favorecería a espe-

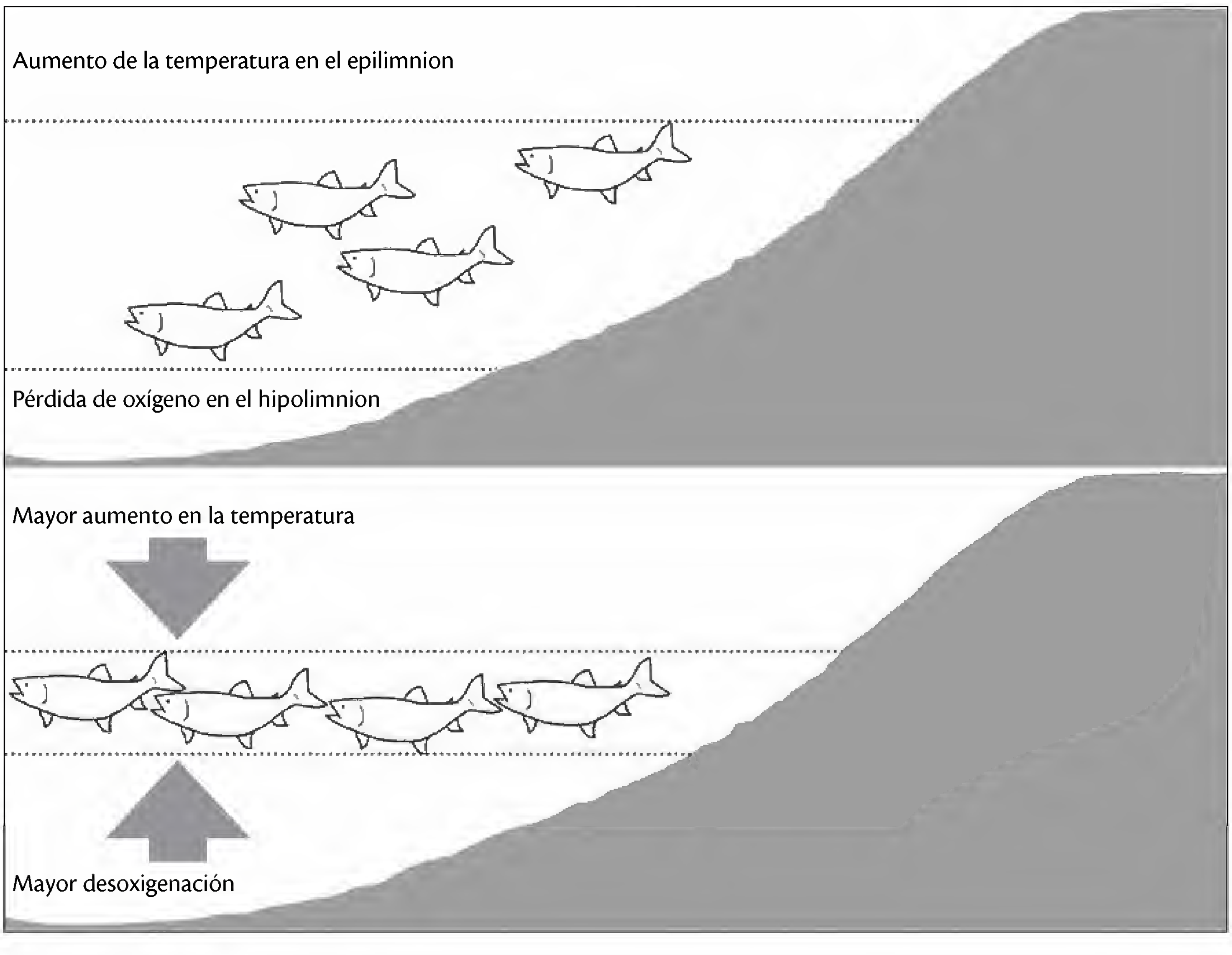


Figura 2. Esquema que muestra cómo el cambio climático puede restringir la disponibilidad de hábitats pelágicos para muchas especies, debido a los requerimientos de temperatura y oxígeno para cada una (Fuente: Coutant, 1985).

cies nativas como la perca amarilla (*Perca fluvensces*), que expandirían su rango al ampliarse su hábitat térmico por las temperaturas globales. Su posible expansión hacia el norte causa preocupación, porque esta especie se ha comportado como invasora en otras regiones en donde se ha introducido (Ficke *et al*., 2005; Graham y Harrod, 2009). Esta preocupación se extiende hacia otras especies depredadoras como la lobina, cuya migración hacia el norte causaría la extinción de 25 000 poblaciones de ciprínidos nativos (*Phoxinus* spp., *Pimephales promelas, Margariscus margarita*) en Ontario (Jackson y Mandrak, 2002). Y también existe inquietud en torno a otro tipo de especies sumamente competitivas como las tilapias, que presentan una alta tolerancia a diferentes causas de estrés ambientales, con alto potencial de crecimiento, omnívoros y con gran resistencia a las enfermedades (Chervinski, 1982), que ya están establecidas en lugares tan al norte como Georgia e incluso Carolina del Norte (Wilson, 2008) y que en escenarios de cambio climático fácilmente se podrían desplazar más al norte. Sobre este aspecto ha sido mencionado que el cambio climático muy probablemente facilitará que algunas especies no nativas y no invasoras desarrollen poblaciones invasoras (Dukes y Mooney, 1999; Hellmann *et al*., 2008). Este tipo de migraciones hacia los polos implicaría la extinción de especies que habitan en ambientes aislados. La capacidad de las especies dulceacuícolas para moverse hacia los polos será más limitada que en el ambiente marino, debido a la naturaleza linear de muchos ecosistemas dulceacuícolas, lo que será particularmente marcado en aquellas cuencas con una configuración este-oeste (Pereira *et al*., 2010). Otras poblaciones se verían impedidas para migrar por las estructuras creadas por el hombre, como las presas, y posiblemente no resistirían los cambios de temperatura. Finalmente, las especies del círculo ártico como el coregónido blanco (*Coregonus nasus*), el cisco del Ártico (*Coregonus autumnalis*) y el char del Ártico (*Salvelinus alpinus*), que son estenotermos obligados de aguas frías, no serían capaces de migrar a ninguna parte cuando las temperaturas alcanzaran condiciones subóptimas, por lo que se han pronosticado extinciones regionales en los peces del Ártico (Wrona *et al*., 2004; Chu *et al*., 2005; Graham y Harrod, 2009).

Por otra parte, Eaton y Scheller (1996), al analizar el hábitat térmico de 57 especies de peces epicontinentales en Estados Unidos en un escenario de cambio climático con el doble de bióxido de carbono de las emisiones actuales, estimaron que el hábitat de 26 especies de climas fríos y templados se reduciría en casi 50%, mientras que el hábitat para las especies subtropicales se reduciría en sólo 14.2%. Otra estimación similar proyecta una reducción de 36% para las especies de climas fríos, 15% para las especies templadas y un aumento de 31% para las especies subtropicales (Mohsen *et al*., 2003).

Este tipo de eventos también se está presentando en el medio marino. Varios invertebrados como el cirripedio *Megabalanus coccopoma*, el caracol de marismas *Creedonia succinea*, el mejillón verde *Perna viridis* y el cangrejo porcelana *Petrolisthes armatus*, provenientes del Caribe, han invadido recientemente el sureste y la costa atlántica de Estados Unidos, fenómeno al que se le ha denominado *Caribbean Creep*. Pero el fenómeno no está restringido a ese país, sino que se ha observado en todas las costas del mundo. Por otra parte no deben soslayarse la disminuciones drásticas de temperatura, como ocurrió en enero de 2010, asociadas a valores extremadamente negativos de la NAO (North Atlantic Oscillation), que resultaron en importantes mortalidades de especies exóticas y nativas en el sureste de Estados Unidos, incluyendo poblaciones de especies del *Caribbean Creep*, como *Perna viridis* y *Petrolisthes armatus* (Canning-Clode *et al*., 2011).

Por otra parte, existen especies que aprovechan los cambios de temperatura que ya se están presentando en los océanos, producto del cambio climático contemporáneo. Éste es el caso de la invasión de peces arrecifales del océano Índico en el Atlántico tropical, en particular del góbido *Gnatholepis thompsoni* que, de acuerdo con Rocha *et al*. (2005), aprovechó los remolinos de aguas cálidas de cabo Agulhas que se mezclaron con la corriente fría de Benguela, lo que les permitió flanquear las condiciones frías de Sudáfrica que normalmente obstruyen los intercambios de los organismos de los océanos Atlántico e Índico.

Dentro de estos casos vale la pena considerar el de las migraciones documentadas de corales. Recientemente, dos especies de corales del género *Acropora* han ampliado sus áreas de distribución hacia el norte a lo largo de la costa este de Florida y en el norte del golfo de México. Primero, manchas de coral espacialmente extensas de *Acropora cervicornis* fueron descubiertas cerca de Fort Lauderdale, Florida, en 1998 (Vargas-Ángel *et al*., 2003), donde no habían sido observados durante los años setenta y ochenta. Más recientemente, las colonias de coral *Acropora palmata* se

han observado tan al norte como Pompano Beach, en el norte del condado de Broward (Pretch y Aronson, 2004). También *A. palmata* fue visto por primera vez en 2002 en los arrecifes de Flower Garden Banks, en el norte del golfo de México. La repentina aparición de corales acropóridos del Caribe, muy al norte de su área de distribución previamente conocida, se asocia con un aumento decenal de la temperatura superficial del mar en el Atlántico occidental (Barnett *et al.*, 2001). Reyes Bonilla y Cruz Piñón (2002) hicieron predicciones para escenarios de calentamiento global a lo largo de la costa del Pacífico de México, sugiriendo que la riqueza de especies de corales aumentaría más en latitudes subtropicales. A lo largo del Pacífico oriental han sido identificadas recientemente ocho especies de coral al norte de sus áreas de distribución previamente conocidas, mientras que en la isla Lord Howe en Australia la llegada de seis especies se ha observado en la última década (Pretch y Aronson, 2004). Por otra parte, se ha previsto que si el cambio climático reduce las heladas episódicas que ocurren en el golfo de México, con el tiempo las comunidades de mangle rojo (*Rhizophora mangle*) migrarán más al norte de la bahía de Tampa. Igualmente, se prevé que el mangle negro (*Avicennia germinans*), de los mangles el más tolerante al frío, se extienda por toda la costa de Luisiana (McKee, 2004). Este tipo de desplazamientos hacia el norte del golfo de México se atribuye al aumento en la duración e intensidad de los días cálidos durante los otoños en los últimos 30 años, lo que podría ser un indicador temprano de la extensión de las condiciones tropicales hacia los polos en el norte del golfo de México (Fodrie *et al.*, 2010). De continuar estos desplazamientos se podría esperar el establecimiento de varias especies tropicales que encontrarían una fuente de alimento, refugio y sitios propicios para la reproducción en los arrecifes y manglares, lo que sin duda llevaría a la reorganización estructural de los ecosistemas acuáticos de Norteamérica.

Dentro de este contexto vale la pena señalar que el establecimiento de una especie puede tomar muchos años, hasta que las condiciones sean propicias para su reproducción y sobrevivencia. Tal es el caso del ostión japonés (*Crassostrea gigas*) (lámina 28.3), que tardó 17 años para establecerse en el mar de Wadden (al este del mar del Norte), en donde bastaron algunos veranos calurosos para que se pudiera reproducir (Diederich *et al.*, 2005). O el del mejillón cebra (*Dreissena polymorpha*), cuya distribución en el Báltico se limitó durante 150 años a latitudes inferiores a los 60º N, hasta que en los años 1980-1990 logró establecerse en el golfo de Finlandia, cuando debido al aumento de la temperatura pudo desovar regularmente (Orlova y Panov, 2004).

A pesar de ser un factor crucial para determinar el éxito en el establecimiento, la temperatura del agua no es el único que actúa en las posibilidades de invasión (Britton *et al.*, 2010). Evidentemente existen otros factores, como los cambios en los patrones de precipitación, hidrología de los ríos y química del agua. Un factor importante en el establecimiento y prevalencia de las especies invasoras es la salinidad. Por ejemplo, en el océano Atlántico la salinidad ha venido aumentando, particularmente entre los 40º N y los 40º S; estos cambios se atribuyen a la evaporación por el incremento en la temperatura (Boyer *et al.*, 2005). Esto último ha tenido repercusiones en las aguas continentales adyacentes al golfo de México y es el caso del río Bravo, que se ha venido salinizando desde hace tiempo por esta causa, así como por el control del flujo que se ha ejercido, principalmente con la creación de presas (Mendoza *et al.*, 2011). Esto ha provocado condiciones para el establecimiento de especies exóticas no dulceacuícolas. Así, las recolecciones de peces del bajo río Bravo de los últimos 138 años sugieren dos comunidades faunísticas autóctonas. Una de aguas arriba, compuesta en su mayor parte de especies de agua dulce, y la otra es una comunidad de aguas abajo integrada por una mezcla de los elementos más abundantes de aguas arriba y especies más estuarinas. Sin embargo, recolecciones hechas por Edwards y Contreras-Balderas (1991) a principios de los años noventa en el bajo río Bravo indican que han ocurrido fuertes alteraciones en estas comunidades de peces. La fauna aguas arriba perdió muchos de sus componentes característicos de agua dulce, y formas exóticas o estuarinas reemplazaron las especies nativas dulceacuícolas. La fauna de aguas abajo tiene menos taxones de agua dulce por el reemplazamiento de especies estuarinas y marinas. Los autores informan de 20 especies estuarinas y 59 marinas para el bajo río Bravo; también observaron un descenso general (o la desaparición) de algunas especies en toda la parte baja del río Bravo.

Así, se ha demostrado experimentalmente que algunas especies invasoras, por estar más adaptadas a los cambios de temperatura y salinidad, han podido desplazar a las especies nativas. Es el caso del mejillón azul del Mediterráneo (*Mytilus galloprovincialis*), que

ha venido desplazando en las costas del Pacífico norteamericano a *M. trossulus* debido a que fisiológicamente está más adaptado a temperaturas y salinidades extremas, en comparación con *M. trossulus*, cuya tasa cardiaca no le permite resistir estos cambios (Braby y Somero, 2006). De la misma manera, están ocurriendo invasiones de plantas adaptadas a la salinidad como *Phragmites australis* (lámina 28.4), que se está expandiendo en las marismas costeras de Norteamérica, mientras que *Spartina* spp. se está expandiendo en las marismas salobres del norte de Europa, cuya salinidad ha venido aumentando (Vásquez *et al*., 2006).

La influencia de la salinidad en las invasiones biológicas se ve reflejada a gran escala en los mares salobres europeos (Báltico, Negro y de Azov, Caspio) que han estado sujetos a fuertes invasiones por más de 80 especies de todos los continentes, siendo la principal razón la mayor adaptación a la salinidad (Paavola *et al*., 2005), lo que presupone su prevalencia ante escenarios de cambio climático.

Finalmente, se espera que el calentamiento global y la eutrofización alteren la composición de especies e incrementen la susceptibilidad de invasión de las especies exóticas (Nehring, 1998; Occhipinti-Ambrogi, 2007). Un claro ejemplo son las invasiones globales de medusas que cada vez se presentan con más frecuencia. La interacción de diferentes estresores como la sobrepesca, la eutrofización, el cambio climático, la traslocación de especies y la modificación de hábitat parecen estar promoviendo los afloramientos de medusas (cnidarios pelágicos y *Ctenophora*) en detrimento de otros organismos marinos. Las medusas pueden causar una serie de impactos negativos de grandes proporciones, entre los que se incluyen pérdidas económicas por tener que cerrar las playas e incluso por la muerte de turistas, apagones debido a la obstrucción de las tuberías de enfriamiento en las plantas de energía costeras, bloqueo de la succión de sedimentos aluviales en las minas de diamantes, rompimiento de redes de pesca y capturas contaminadas, interferencia con las evaluaciones acústicas de peces, mortalidad de peces cultivados, reducción en la abundancia de peces comerciales por la competencia y depredación, y son probables vectores intermedios de parásitos de peces. Los diferentes estresores intervienen de la siguiente manera: *a*] existe sobrepesca de diferentes especies de peces que compiten por el zooplancton con las medusas, así como de peces y tortugas marinas depredadores de medusas; *b*] la creación intermitente de zonas muertas, producto de las escorrentías con fertilizantes que favorecen el crecimiento de fitoplancton dominado por flagelados, los cuales al no ser consumidos por las larvas de peces son aprovechados por las medusas y, debido a que los florecimientos son tan abundantes, se precipitan al fondo donde las bacterias los oxidan para degradarlos, consumiendo todo el oxígeno y formando así zonas anóxicas, condición en la que sólo sobreviven las medusas; *c*] el aumento de la temperatura favorece la estratificación de la columna de agua, lo que impide las surgencias y conduce a la formación de aguas pobres en nutrientes en donde dominan los flagelados; el aumento de temperatura también favorece el crecimiento de las medusas y se prevé que el cambio climático (NAO, ENSO, PDO) favorezca su abundancia; *d*] la introducción accidental de medusas en diversas partes del mundo debido a las descargas de agua de lastre y los pólipos bioincrustantes. A esto hay que sumar las características invasoras de las medusas que son omnívoras, tienen altas tasas de crecimiento, se encojen cuando no se han alimentado y tienen la capacidad de fragmentarse, regenerarse y de tolerar la hipoxia (Richardson *et al*., 2009).

ALTERACIÓN DE LOS IMPACTOS DE LAS ESPECIES INVASORAS EXISTENTES

Es previsible que muchos de los impactos de las especies invasoras se agravarán, particularmente al considerar las estimaciones basadas en modelos para la ictiofauna dulceacuícola, que indican que al considerar la relación entre la diversidad íctica y las descargas de los ríos se proyecta de 4 a 22% de extinciones de peces para el año 2070 en cerca de 30% de los ríos del mundo, debido a las reducciones en las descargas de los ríos producto del cambio climático (Xenopoulos *et al*., 2005). Mientras que en el ambiente marino se proyectan descensos de 9 a 17% en la abundancia media de las especies para el año 2050 respecto al 2000 (Pereira *et al*., 2010).

Los escenarios a futuro, considerando el calentamiento global, indican que los impactos de las especies invasoras tenderán a magnificarse. Es el caso de *Silurus glanis*, un bagre que puede llegar a pesar más de 100 kg, y de la carpa común (*Cyprinus carpio*) (lámina 28.5), dos de las 38 especies exóticas en Inglaterra. En un escenario de cambio climático se prevé que estas especies se tornen invasoras (Coop *et al*., 2009). En condiciones térmicas favorables, *C. carpio* alcanzará un

rápido crecimiento y una alta capacidad reproductiva incluyendo múltiples estrategias de desove, lo que sin duda conllevará impactos que incluyen el desplazamiento de especies nativas por competencia. Otros impactos incluyen la disminución de la vegetación sumergida directamente por herbivoría e indirectamente por bioturbación, excreción y aumento en la turbidez. Adicionalmente, se adapta con gran facilidad y las formas ferales adoptan una forma del cuerpo más alargada que les permite mayor consumo de alimento por tener una mayor capacidad para detectar a sus presas (Britton *et al.*, 2010). En cuanto a *S. glanis*, se puede esperar que afecte la estructura trófica de las comunidades, ya que en las regiones en donde se ha introducido es capaz de depredar peces de más de 2 kg y aves; además existen riesgos de hibridación con otros bagres (*e.g.*, *Silurus aristotelis*). Por otra parte hay diferentes parásitos y patógenos asociados con *S. glanis* (Britton *et al.*, 2010) y se prevé que con el cambio climático las infecciones ocurran con más frecuencia.

Por otra parte, el cambio climático está provocando una de las mayores alteraciones en la biodiversidad de los ecosistemas tropicales al afectar los arrecifes de coral del mundo, y entre éstos, a los del golfo de México y el Caribe, en donde se han registrado incrementos en la temperatura y la acidificación. Una de las principales consecuencias es la ruptura de la simbiosis entre las zooxantelas y los corales debido al incremento de temperatura y la mayor incidencia de luz. Esto provoca la expulsión de las zooxantelas que producen el blanqueamiento de los corales. La supervivencia de los corales dependerá de la intensidad y duración del estrés térmico, así como de la temperatura ambiental anual máxima en la que se desarrollen los corales (Coles, 2008). Lamentablemente, debido al aumento de la temperatura global se han venido registrando eventos de blanqueamiento con mayor frecuencia (más de 3 700 entre 1998 y 2010). En 1988 se registró el evento más severo que resultó en el blanqueamiento de 16% de los corales del mundo y en las áreas más afectadas, como el océano Índico, murieron de 50 a 90% de los corales. Desde entonces sólo se han recuperado tres cuartas partes de los arrecifes afectados (Burke *et al.*, 2011) y desafortunadamente las predicciones de eventos de blanqueamiento son preocupantes.

Por otra parte, debido a la alta solubilidad del CO_2 en el agua de mar, los impactos de la acidificación ya se están presentando en este momento y tenderán a agravarse con el cambio climático, ya que los horizontes de aragonita y calcita han venido retrocediendo a un ritmo sumamente rápido (Gledhill *et al.*, 2008). Las proyecciones para el próximo siglo indican que el reclutamiento de corales podría disminuir 73%, ya que los niveles de CO_2 no tenderán a descender, lo que además representa un nuevo peligro para los ya amenazados arrecifes de *Acropora palmata* (Albright *et al.*, 2010).

A lo anterior se suma el acelerado aumento en el nivel del mar de (1.8 a 3.3 mm/año) durante el último siglo, y se ha proyectado que resultará en un aumento promedio de 18 a 59 cm entre 1990 y 2100 (IPCC, 2007). Al mismo tiempo, con un incremento de la temperatura global de 2 °C es lógico suponer que aumentará el ritmo al cual el hielo se derrite (Pollard y De Conto, 2009), con lo que el nivel del mar podría aumentar hasta un metro para fin de siglo y posiblemente hasta dos (Rahmstorf, 2010). Esto ha tenido serias consecuencias en los arrecifes debido a los rápidos cambios en profundidad, luminosidad y otros factores como el estrés causado por el oleaje (Blanchon *et al.*, 2009). Sin embargo, en un escenario de cambio climático, la sensibilidad de los corales dependerá de la interacción de diversos factores estresantes, ya que el umbral en el cual experimentan blanqueamiento los corales disminuye cuando están expuestos a condiciones de acidificación (Anthony *et al.*, 2008). A esto hay que añadir que el aumento en el nivel del mar provocará que los débiles esqueletos de coral se dañen más fácilmente con las tormentas y huracanes, lo que lleva a un marco de degradación acelerado (Hoegh-Guldberg *et al.*, 2007).

Algas invasoras

Los mayores impactos en los arrecifes para el año 2035 se espera que ocurran a lo largo de las líneas costeras, en donde el cambio de uso del suelo haya provocado la remoción de bosques y desestabilizado las cuencas, con el consecuente transporte de una creciente cantidad de sedimentos y nutrientes a los hábitats coralinos. Esto se agravará además en los lugares donde se hayan dañado o removido los manglares, por causas naturales (huracanes, aumento en el nivel del mar, etc.) o antropogénicas, ya que se reducirá de esta manera la capacidad de filtración de los manglares y no podrán retener los sedimentos. En estos ecosistemas costeros aumentará la cantidad de macroalgas que cubrirán los corales, debido a sus mayores tasas de crecimiento cuando se

presentan niveles elevados de temperaturas y nutrientes (Hoegh-Guldberg *et al.*, 2011). Esta problemática se verá exacerbada, ya que ante el estrés a que están sometidos los corales, en conjunto con las continuas reducciones de herbívoros por sobrecaptura, estas especies invasoras de macroalgas tenderán a degradarlos (Szmant, 2002). Una comunidad arrecifal dominada por altas biomasas de algas impide la exposición a la luz, imposibilita el reclutamiento de los corales e incrementa los patógenos (Díaz-Pulido y McCook, 2002; Smith *et al.*, 2006). La dominancia de las macroalgas puede ser muy persistente, en especial si el estresor inicial que lleva a la mortalidad del coral sigue presente (Díaz-Pulido *et al.*, 2007), lo que seguramente sucedería en escenarios de cambio climático.

Corona de espinas

Otra especie invasora que representa una gran amenaza para los arrecifes coralinos es la estrella de mar (*Acanthaster planci*) (lámina 28.6), ya que se alimenta de corales. Esta estrella es conocida como "corona de espinas". Es un habitante natural de los arrecifes de los océanos Indico y Pacífico, en donde se presenta a muy bajas densidades (< 1 estrella de mar por hectárea). Sin embargo, esta especie experimenta periódicamente crecimientos poblacionales masivos. Cada estrella es capaz de consumir 40 cm^2 de coral vivo por día, y la alimentación masiva de cientos de miles de estrellas en un solo arrecife llega a causar una rápida devastación. A este respecto se han presentado poblaciones de 20 000 estrellas por hectárea en los océanos Índico y Pacífico desde los años sesenta, representando la principal causa de pérdida de corales, incluyendo la Gran Barrera Arrecifal de Australia, el sur de Japón, Palau, Guam y Fiji (Pratchett, 2005). En algunos de estos lugares se perdió hasta 90% de los arrecifes, como en Saipán (Marsh y Tsuda, 1972) y Guam (Colgan, 1987). En la Gran Barrera Arrecifal de Australia y en muchas otras localidades las algas invasoras inmediatamente colonizaron los arrecifes afectados por la depredación de *A. planci*, en tal abundancia que llegan a tapizar literalmente el arrecife (Hart *et al.*, 1996); se ha reportado que este tipo de colonización tiene lugar en menos de 24 horas (Schug Belk y Belk, 1975). Lamentablemente, esta especie invasora llegó al continente hace más de 20 años. En la isla de Cocos, Costa Rica, cuando los arrecifes ya habían sufrido un daño sustancial en 1982-1983 por el evento de El Niño, se presentaron fuertes invasiones de *A. planci*, en conjunto con *Arothron meleagris* (el pez globo de Guinea) y *Diadema mexicanum* (el erizo mexicano del Pacífico), que provoca bioerosión (Guzmán y Cortés, 1992). Otras localidades en las que se ha registrado *A. planci* en el continente son el golfo de California; las islas Revillagigedo; el golfo de Chiriquí, Panamá; isla del Caño, Costa Rica; el atolón de Clipperton; las islas Galápagos, y la isla Malpelo, Colombia (Narváez y Zapata, 2010).

Las razones del crecimiento masivo de *A. planci* son la ausencia de depredadores (peces y moluscos arrecifales), pero principalmente el enriquecimiento de nutrientes; esto tiene que ver con el aumento en la fijación y supervivencia de las larvas en los arrecifes. En este escenario, las escorrentías terrestres debido a fuertes precipitaciones o tormentas provocan enriquecimiento de nutrientes en las zonas costeras, lo que a su vez resulta en un incremento del fitoplancton, del cual se alimentarán las larvas, incrementando sus posibilidades de supervivencia en la columna de agua. Debido al enorme número de huevos producidos por *A. planci*, aun un ligero incremento en la supervivencia significaría la fijación y establecimiento de un gran número de individuos (Birkeland, 1982; Brodie *et al.*, 2005). Es evidente que con el incremento de la temperatura y los eventos extremos (huracanes y tormentas) que se prevé que se intensifiquen con el cambio climático, este tipo de invasiones tenderá a incrementarse. El problema no es sólo la enorme pérdida de diversidad que representa la destrucción de los corales, sino que se ha estimado que los tiempos de recuperación, después del ataque de *A. planci*, para que un arrecife regenere 30% de su biomasa van de cinco a 1 000 años (Lourey *et al.*, 2000). Finalmente, vale la pena mencionar que *A. planci* cuenta con muchas y muy duras espinas que pueden producir gran dolor, hinchazón, vómitos, mareos y parálisis en los humanos (Adler *et al.*, 2002).

Ante estas proyecciones se ha estimado que para 2100 los arrecifes estén dominados por algas invasoras y cianobacterias, con lo que disminuirá la productividad de los peces demersales de 20 a 50% (Hoegh-Guldberg *et al.*, 2011).

Floraciones algales nocivas

Las floraciones algales nocivas (FAN) han sido utilizadas para describir un conjunto diverso de floraciones de

algas marinas microscópicas y macroscópicas que producen efectos tóxicos sobre los seres humanos y otros organismos; deterioro físico de peces e invertebrados; molestas condiciones de olores y coloración de las aguas, o abrumadores efectos sobre los ecosistemas, como el severo agotamiento del oxígeno o sobrecrecimiento en hábitats bentónicos (NOAA, 1997). Entre las especies más conocidas de FAN se encuentran el dinoflagelado *Karenia brevis*, que produce neurotoxinas que pueden causar serios problemas de salud pública; varias especies del género *Alexandrium*, que producen saxitoxinas y goniautoxinas que se concentran durante los episodios de proliferación masiva de algas, conocidos como "marea roja" (aunque no siempre es necesario que se produzca este fenómeno), provocando la intoxicación paralizante por mariscos responsable de la muerte de varios peces e invertebrados y daños severos en el ser humano; *Aureococcus anophagefferens* y *Aureoumbra lagunensis*, microalgas que producen las "mareas cafés"; *Pseudo-nitzschia* que produce ácido domoico, que provoca amnesia en el humano; el flagelado *Heterosigma akashiwo*, que ha provocado pérdidas catastróficas de peces cultivados y silvestres; *Gamberidiscus toxicus*, que produce ciguatoxina, gamberitoxina y maitotoxina, que provocan muerte en algunos peces, inmunosupresión y cambios comportamentales, y en el humano causa alergias severas; *Pfiesteria piscicida* que provoca grandes mortalidades de peces y varias cianobacterias tóxicas (NOAA, 1997; Burkholder y Glasgow, 1997; Steidigner y Melton Penta, 1999).

Las floraciones de algas nocivas y mareas rojas están surgiendo como amenazas crecientes para la conservación, con impactos en los océanos, estuarios, especies vulnerables, integridad de los ecosistemas, interacciones de especies, salud de los organismos acuáticos y crecimiento poblacional, y en la salud, la economía, la industria y la ecología (Landsberg y Shumway, 1998). Los impactos en la vida marina son múltiples y no se restringen a peces e invertebrados; también se ha registrado mortalidades masivas de manatíes, delfines y cormoranes (Steidigner y Melton Penta, 1999; NOAA-NCCOS, 2009). Son varias las causas de los florecimientos, pero entre las principales se encuentran el aporte de nitratos y fosfatos abundantes en las surgencias en las costas y por las escorrentías con residuos de fertilizantes agrícolas, y el aumento en la temperatura del agua (Sellner *et al*., 2003). La descarga de agua de lastre provee un medio para que se muevan a diferentes regiones y la sobreexplotación pesquera contribuye, ya que la remoción de herbívoros e invertebrados permite que algunos florecimientos se salgan de control. Es generalmente aceptado que las FAN están aumentando en frecuencia, intensidad y duración en todos los ambientes acuáticos a escala global (Hallegraeff, 1993; Moore *et al*., 2008). En el caso particular de México existe un incremento en la frecuencia e intensidad de las FAN en las aguas costeras del norte de la península de Yucatán durante los últimos años (Almazán-Becerril *et al*., 2011). Se prevé que el cambio climático exacerbará este problema de diferentes maneras (Fig. 3):

Temperatura del agua

Los cambios a largo plazo en la temperatura del agua podrán permitir que las especies tropicales de algas tóxicas amplíen la estacionalidad de su actividad o sus áreas de distribución hacia las zonas templadas y más allá. Por ejemplo, se ha comprobado que el aumento de la temperatura favorece los florecimientos de *Gamberidiscus* y *Alexandrium* (Chateau-Degat *et al*., 2005; Nishitani y Chew, 1984). Así, un aumento en la temperatura, asociado con el índice NAO, provocó un gigantesco florecimiento de *Chrysochromulina* en las costas de Noruega que devastó la industria acuícola, con mortalidades masivas de peces y pérdidas de 10 millones de euros (Skjoldal y Dundas, 1991).

Eventos meteorológicos extremos

Se espera que las grandes escorrentías y los pulsos de nutrientes asociados se incrementen con el cambio climático, favoreciendo las FAN (Rey, 2008).

Estratificación

Con el calentamiento global de los océanos se espera que aumente la estratificación en la columna de agua y un crecimiento diferencial del fitoplancton. La estratificación impide la mezcla vertical de nutrientes, disminuyendo el surgimiento de nutrientes a la superficie, lo que provocará la disminución del crecimiento del fitoplancton y su biomasa. Si en la superficie se agotan los nutrientes necesarios para el crecimiento, sólo ciertos tipos de fitoplancton serán favorecidos. Por ejemplo, la mayoría de las FAN marinas son dinoflagelados, que se distinguen por la presencia de dos flagelos que utilizan para desplazarse. Otros grupos de fitoplancton, como las diatomeas, no poseen este mecanismo para nadar y por lo tanto no tendrán el potencial de encontrar los nutrientes más profundos en la columna de agua (Moore *et al*., 2008).

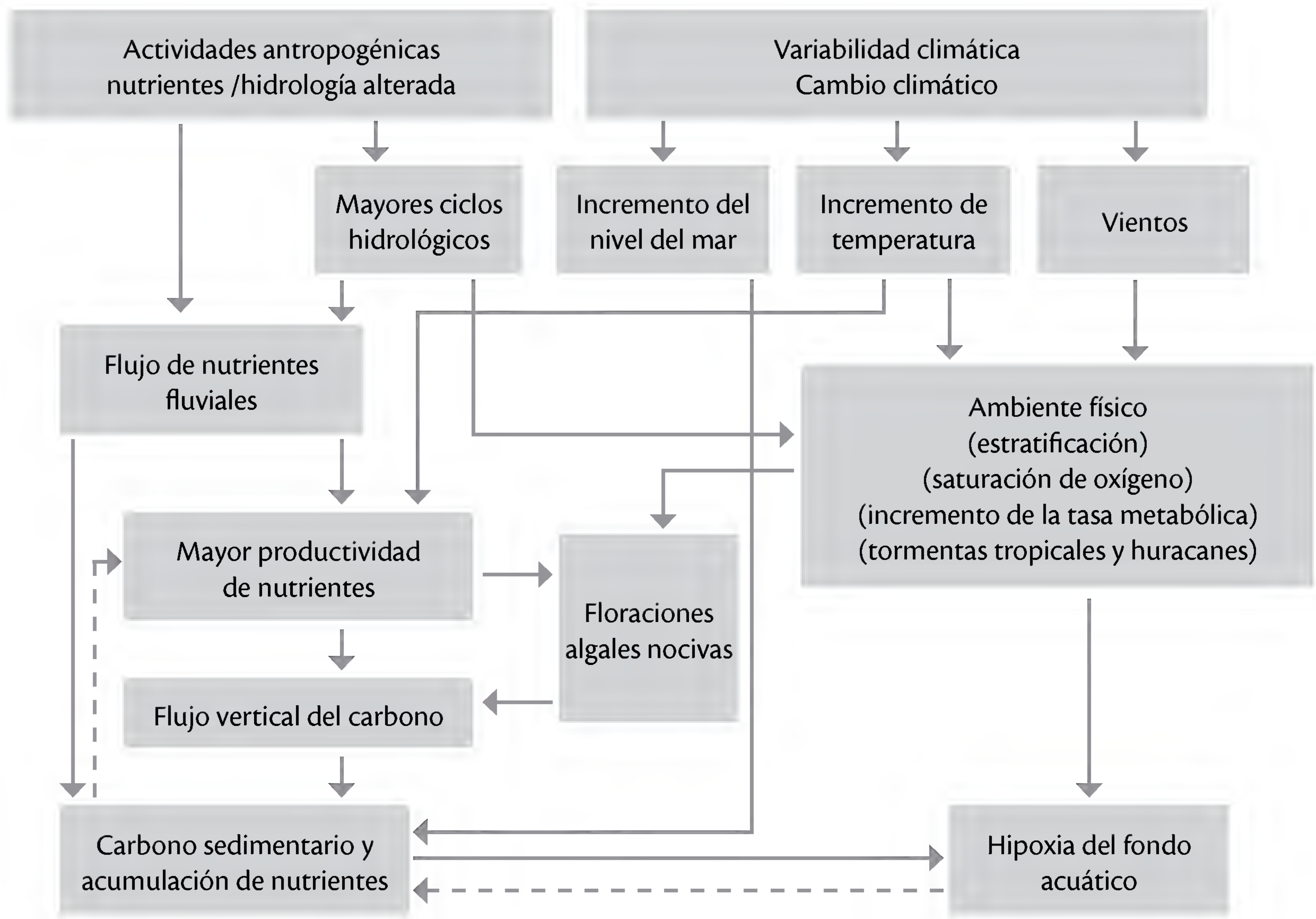


Figura 3. Cambios físicos e hidrológicos potenciales resultantes del cambio climático y su interacción con las actividades humanas actuales y futuras. Las líneas punteadas representan la retroalimentación negativa al sistema (Fuente: Rabalais *et al.*, 2009).

Duración e intensidad de los vientos de surgencias costeras

Los sistemas de surgencias costeras albergan diferentes especies de dinoflagelados, muchas de las cuales forman florecimientos algales nocivos (Kudela *et al.*, 2005).

Toxicidad

Es sabido que factores ambientales como temperatura, pH, suministro de nutrientes, luz y movimiento de agua/turbulencia pueden afectar la dinámica de floración de algas y su toxicidad. Se espera que el cambio climático actúe sobre estos parámetros ambientales, por lo que la toxicidad de las floraciones de algas nocivas también se modulará (además de los cambios en la composición de especies, duración y extensión temporal de los florecimientos). Ejemplos recientes de factores medioambientales que modulan la toxicidad y el crecimiento de las algas han sido reportados para cianobacterias en embalses de agua dulce (Davis *et al.*, 2009), y es probable que respuestas similares puedan presentarse en algas marinas tóxicas (Bresnan *et al.*, 2010).

Enfermedades

Los riesgos de enfermedades para los organismos marinos representan otro impacto potencial del cambio climático global. Muchos patógenos son sensibles a la temperatura. Por ejemplo, las tasas de crecimiento de hongos y bacterias marinas se correlacionan positivamente con la temperatura (Shia y Ducklow, 1994). El calentamiento global puede aumentar la virulencia de los patógenos y parásitos (Rahel y Olden, 2008). También por efecto del calentamiento global seguramente se incrementará la proliferación de las etapas infecciosas de los tremátodos, no sólo en los ecosistemas intermareales, sino también en hábitats de agua dulce y terrestres. En las zonas tropicales las aguas más cálidas pueden aumentar la susceptibilidad de los peces (y otros hospederos) a los patógenos, debido a que ya están gastando energía en superar el estrés térmico. Por ejemplo, experimentos de laboratorio demuestran que los abulones tienen una predisposición a la enfermedad causada por el parásito *Perkinsus olsensi* cuan-

do están expuestos a estrés térmico (Goggin y Lester, 1995). Los cambios de temperatura también podrán afectar la función del sistema inmunológico en los peces (Mora y Ospina, 2001). Además, se prevé que el cambio climático afectará las interacciones hospedante-patógeno por 1] aumento en la rapidez del desarrollo del patógeno, la transmisión y el número de generaciones por año; 2] el relajamiento de las restricciones invernales en los ciclos de vida del patógeno, y 3] la modificación de la susceptibilidad del hospedero a la infección (Harvell *et al.*, 2002). También se espera que el calentamiento global aumente la virulencia de los parásitos y patógenos no nativos para las especies autóctonas. Las temperaturas más cálidas permitirán a los patógenos completar su ciclo de vida más rápidamente y así lograr una mayor densidad de población (Marcogliese, 2001). Cambios en estos mecanismos podrían provocar ampliaciones en el área de distribución de parásitos y patógenos, y descensos en las poblaciones de hospederos. Como cualquier organismo, los patógenos y parásitos se podrán expandir o contraer dependiendo de su tolerancia. Los cambios en su área de distribución pueden afectar la biodiversidad mediante la introducción de nuevos patógenos o parásitos a una población, o liberando a los hospederos de una fuente importante de regulación de la población (Roessig *et al.*, 2004). Un ejemplo es la enfermedad causada por el hongo *Aphanomyces invadans* que afecta más que 60 hospederos de especies de vida silvestre y de acuicultura de agua dulce y salobre en Asia, y que expandió recientemente su distribución hacia el sur de África (FAO, 2009). Debido a que la enfermedad está estrechamente relacionada con la temperatura y la precipitación (FAO, 2008), se teme que su reciente ampliación de distribución sea consecuencia de los efectos del cambio climático. De hecho, Marcos-López *et al.* (2010) pronostican que esta enfermedad, con base en un análisis de riesgos cualitativo, se puede volver un serio problema con el cambio climático para el Reino Unido. Los parásitos pueden regular la abundancia de la población del área receptora, influir en la composición y estructura de las comunidades de plantas y animales y afectar el funcionamiento de los ecosistemas. De aquí que cualquier influencia del clima sobre el parasitismo sea potencialmente importante para los ecosistemas y las comunidades naturales (Poulin y Mouritsen, 2006).

ALTERACIÓN DE LA DISTRIBUCIÓN DE LAS ESPECIES INVASORAS

En el caso de las especies invasoras con poblaciones establecidas, una propagación exitosa en nuevas áreas resultará en un cambio sustancial de su área de distribución. Es probable que la expansión del área de distribución siga los cambios en temperatura que se producen con el calentamiento global o los cambios hidrológicos como resultado de los patrones de precipitación alterada (Hellmann *et al.*, 2008).

Eventos meteorológicos extremos

El cambio climático está afectando el clima local de diferentes maneras. Por ejemplo, está bien establecido que temperaturas superficiales del mar superiores a 26 °C son un requisito para la formación de ciclones tropicales en el clima actual. También se ha planteado una relación entre la temperatura superficial del mar y la máxima intensidad potencial de los huracanes (Webster *et al.*, 2005). Los conocimientos actuales sugieren que en el futuro habrá ciclones tropicales más intensos con picos de precipitación de mayor fuerza y que mientras el número de ciclones intensos irá en aumento (Vecchi y Soden, 2007), el número total de ciclones tenderá a decrecer (IPCC, 2007). El aumento en la actividad de los huracanes pasará de 3.4% por década a casi 10% para la mitad del siglo XXI (Holland *et al.*, 2010). Una categoría extratropical de ciclones, que va en aumento, es la conocida como "ciclones de desarrollo explosivo", que pueden causar severas inundaciones debido a la intensa precipitación y los fuertes vientos (Knuston y Tuleya, 2004). Se ha visto un gran aumento en el número y proporción de huracanes que alcanzan categorías 4 y 5. El mayor incremento se produjo en el Pacífico norte, el Índico y el Pacífico suroeste, y el menor porcentaje se produjo en el océano Atlántico. Estos aumentos han tenido lugar al tiempo que ha disminuido el número de ciclones y días de presencia de los ciclones en todas las cuencas, excepto en el Atlántico norte, durante la última década (Webster *et al.*, 2005). Tras los destructivos fenómenos naturales como los huracanes, los arrecifes pueden ser dañados o debilitados, pero los más saludables generalmente son resistentes y en la mayoría de los casos se podrán recuperar. Las olas grandes y potentes que acompañan los huracanes y los ciclones pueden romper los corales

y dispersar sus fragmentos (Barnes y Hughes, 1999). Los corales ramificados como *Acropora cervicornis*, que tienden a ser más delicados y volverse cada vez más inestables a medida que crecen, son más vulnerables a los daños de una tormenta que las formas masivas como los cerebroides. Una sola tormenta rara vez mata una colonia entera, pero los corales de crecimiento lento pueden ser invadidos por algas antes de recuperarse, circunstancia que puede ser agravada por aumento de nutrientes debido a las escorrentías y sedimentación (UVI, 2001). Las tormentas intensas, con fuertes vientos asociados y precipitaciones, también pueden tener efectos importantes en las poblaciones de peces. En particular porque las tormentas severas se caracterizan por la abrupta reducción en temperaturas de aire y agua, los aumentos en el flujo de agua dulce de los ríos y la tierra, y cambios de corrientes de viento y marinas (Connelly *et al.*, 2007).

Wiens (1977) sugiere que los estresores ambientales afectan la distribución de los organismos. Sin embargo, debido a que los huracanes han ocurrido con tal frecuencia en la historia evolutiva de los ecosistemas de la región, estas perturbaciones pueden desempeñar un papel importante en la formulación de la estrategia de la historia de la vida de las especies nativas (Pimm *et al.*, 1994). De la misma manera, Cohen y Carlton (1998) señalan que los eventos meteorológicos extremos facilitan el establecimiento de algunas especies invasoras.

ESCAPES

En 1992, por lo menos seis peces león (*Pterois volitans*) (lámina 28.2) que se encontraban en un acuario junto a la playa fueron liberados accidentalmente en la bahía de Biscayne, Florida, durante el huracán *Andrew* (Courtenay, 1995). Actualmente se sabe que la introducción inicial de las especies del género *Pterois* en el Atlántico occidental fue el resultado de diferentes liberaciones deliberadas de animales en cautiverio a partir de un solo epicentro en las aguas circundantes de las costas de Florida (Moorside, 2011) y no de múltiples liberaciones independientes a lo largo del área de invasión, como lo determinó un estudio de DNA mitocondrial de 755 ejemplares recolectados a lo largo del área de invasión (Betancur-R. *et al.*, 2011). Recientemente, Walter Courtenay mencionó que el evento de escape por el huracán *Andrew* es poco probable (Morell, 2010). En la actualidad se han establecido como especies exóticas voraces que suponen una grave amenaza para los arrecifes de coral en las Bermudas, el trópico americano de Florida, el golfo de México, las región del Caribe, América Central y parte de Sudamérica (Coris, 2010).

En la actualidad, la tasa de colonización de esta especie nativa del océano Indo-Pacífico está creciendo y las poblaciones establecidas de estos organismos pueden encontrarse a lo largo de la costa sureste de Estados Unidos y en el mar Caribe (Morris y Whitfield, 2009).

La introducción y el establecimiento del pez león en regiones fuera de su área de distribución nativa representa un alto riesgo para las comunidades de corales y el ser humano, porque además de ser un importante depredador de otros peces produce toxinas perjudiciales para vertebrados (Hare y Whitfield, 2003; Morris *et al.*, 2009). Además, de acuerdo con los patrones de colonización de la especie durante todos estos años (que sólo están limitados por su tolerancia térmica), es muy probable que la invasión se extenderá hasta el golfo de México y, potencialmente, a la costa oriental de Sudamérica (Schofield, 2009).

El pez león adulto se caracteriza por su voracidad; se alimenta de más de 40 especies de peces, incluyendo pequeñas góbidos, lábridos, gramátidos, apogónidos y pomacéntridos, así como de los juveniles de serránidos, múlidos, lutiánidos y otros. Estos teleósteos se encuentran entre los peces de forraje más abundantes en los arrecifes de coral, en donde contribuyen a mantener la estabilidad de estos ecosistemas y también son componentes elementales de la dieta para especies económicamente importantes, como pargos y meros (Morris y Akins, 2009).

De acuerdo con las proyecciones de colonización en los escenarios de cambio climático, estos peces serán algunos de los depredadores dominantes del continente (Morris y Whitfield, 2009) y además, si se considera que la mayoría de las especies acuáticas son poiquilotermos, su tasa de consumo de alimentos aumentará con la temperatura del agua hasta que se alcancen condiciones térmicamente estresantes (Rahel y Olden, 2008), por lo que el calentamiento global podría magnificar los impactos negativos de esta especie para los arrecifes y su diversidad, no sólo por los efectos directos al alterar las redes tróficas mediante la depredación de diferentes especies de peces, sino también por los daños indirectos, ya que al eliminar varias especies herbívoras, las algas invasoras tendrán una mayor oportunidad de invadir los corales.

Esto implica una seria amenaza para las 4000 especies de peces asociadas con los corales (Munday *et al.*, 2008).

Un caso similar es la invasión actual del camarón tigre asiático (*Penaeus monodon*), crustáceo de más de 20 cm, con un apetito voraz y una propensión a adquirir y transferir enfermedades. Este camarón ha invadido el golfo de México, amenazando a diferentes especies nativas, que van desde cangrejos y ostiones hasta los camarones nativos. El camarón tigre asiático es un portador conocido de varios virus, como el YHV (*Yellow Head Virus*), virus cabeza amarilla, y el WSV (*White Spot Virus*), virus de la mancha blanca, que pueden ser letales para varias decenas de especies de crustáceos (Hossain *et al.*, 2001; Flegel *et al.*, 1995). Presumiblemente, la invasión del golfo de México comenzó con una liberación accidental de camarones cultivados en Carolina del Sur en 1988. Sin embargo, otra teoría afirma que los camarones pudieron haber escapado de los estanques de una operación comercial de camarón en el mar Caribe que se inundó durante los huracanes recientes (Tresaugue, 2011).

Basura

Históricamente, los desechos marinos se atribuyen a residuos de los navíos, ya que la carencia de normas internacionales permitía disponer de este tipo de residuos fuera de los mares territoriales de cualquier nación (Coe y Bunn, 1988). Esto llevó a la ratificación del anexo V, titulado "Regulaciones para la prevención de la contaminación por la basura de los buques", que fue un intento por endurecer el Convenio Internacional para la Prevención de la Contaminación del Mar desde los Buques (MARPOL, anexo V). Desde entonces se ha reconocido que las acumulaciones de desechos marinos también son causadas por una combinación de factores más allá de la mera basura de los barcos.

Eventos meteorológicos extremos, como los huracanes y los tsunamis, pueden movilizar los desechos marinos y terrestres, alterando el hábitat de diferentes especies a medida que cambia la ubicación o la profundidad de los desechos. Además, como el material se desplaza, los hábitats pueden verse afectados por la energía cinética de los desechos (NOAA, 2008). Un punto importante es que muchos de estos desechos transportarán diversos organismos en todo el planeta, entre ellos varias especies invasoras (Barnes y Hughes, 1999).

Con las cantidades de desechos marinos sintéticos no biodegradables que se han venido encontrando en forma creciente en las últimas cinco décadas, se duplican las oportunidades para transportar la biota, lo que acelerará la dispersión y las perspectivas de invasiones por las especies exóticas (Barnes y Hughes, 1999; Gregory, 2009). Los artículos de plástico que flotan en la superficie de los océanos son comúnmente colonizados por una diversidad de organismos bioincrustantes y epibiontes. La mayoría de ellos son organismos sésiles, de concha dura o costrosa, y dominados por briozoos. También se encuentran cirripedios, foraminíferos, algas coralinas, hidrozoos y moluscos bivalvos. Se han encontrado más de 150 especies marinas en desechos plásticos que han llegado a las costas del norte de Nueva Zelanda (Gregory, 2009). Los desechos plásticos también pueden transportar FAN. Las observaciones microscópicas de basura plástica recolectada en diferentes localidades de la Costa Brava en España permitieron identificar diferentes diatomeas bentónicas y distintos flagelados; entre éstos se encontraron dinoflagelados potencialmente dañinos como *Ostreopis* sp. y *Coolia* sp., así como quistes durmientes de flagelados no identificados. Igualmente, se encontraron quistes y células vegetativas de *Alexandrium taylori* (Masó *et al.*, 2003), un dinoflagelado característico de las FAN causantes de mareas rojas.

Corrientes

El cambio climático seguramente influirá en la circulación oceánica y las surgencias; sin embargo, se espera que los cambios difieran mucho entre las regiones y localidades, por lo que la magnitud del cambio en cualquier lugar es difícil de predecir (Steinberg, 2007). A pesar de estas dificultades se han sugerido algunas tendencias generales. Se espera que se presente una mayor estratificación térmica de la capa superficial del océano, reduciendo la entrada de nutrientes de las aguas frías por debajo de la termoclina (Hobday *et al.*, 2006). El mayor contenido de calor del océano y los cambios en los vientos tenderán a aumentar la fuerza de algunas corrientes del océano. Por ejemplo, se prevé que la corriente ecuatorial del sur, que es un importante factor oceanográfico en la Gran Barrera Arrecifal de Australia, aumentará en intensidad en los próximos 50 años (Cai *et al.*, 2005). Las corrientes superficiales también tenderán a aumentar en fuerza debido a la

mayor estabilidad térmica de la zona superficial (Steinberg, 2007), aunque este efecto podría ser contrarrestado por los cambios en la fuerza o dirección de los vientos de superficie en algunos lugares.

Los cambios en estos patrones podrían afectar a los organismos acuáticos de varias maneras. En primer lugar, las corrientes locales y de mesoescala suelen desempeñar un papel importante en los patrones de dispersión larvarios de varios organismos (Mendoza-Alfaro y Álvarez-Torres, 2012). Cualquier cambio en la fuerza o la dirección de estas corrientes podría influir en el transporte larval entre arrecifes. Estos cambios también provocarán alteraciones en el suministro de nutrientes que influyen en la producción y distribución del plancton (McKinnon *et al*., 2007) que sirve como alimento para adultos y larvas de varias especies. Esto significaría el cambio de áreas de distribución de varias especies de presas y depredadores, algunas de las cuales se podrán convertir en especies invasoras.

ALTERACIÓN DE LA EFICACIA DE LAS ESTRATEGIAS DE CONTROL

En primer lugar, existe una necesidad crítica de controlar y reducir las emisiones de gases de efecto invernadero para permitir, por lo menos, extender la resiliencia de los principales ecosistemas acuáticos (arrecifes de coral y manglares) a largo plazo. Igualmente, las estrategias de gestión que se dirigen a otros impactos humanos, como la pobre calidad de agua y la sobreexplotación pesquera, pueden ayudar a minimizar a corto plazo los impactos sobre las especies nativas (Munday *et al*., 2008).

El manejo de las especies invasoras debe enfocarse en evitar su introducción, establecimiento y dispersión, y en lo posible los planes existentes deberán incorporar el tema del cambio climático (Bierwagen *et al*., 2008). En cuanto a su introducción, se deberán emplear medidas de prevención optimizadas, como análisis de riesgo y mapas potenciales de distribución que consideren los diferentes escenarios de cambio climático, y medidas mecánicas, químicas y estratégicas (*e.g.*, HACCP) para evitar su introducción accidental (Government of Canada, 2008). Esto implicará también contar con estrategias de alerta temprana en los límites del área de distribución de las especies invasoras de alto impacto, especialmente cuando se prevea su expansión, así como planes coordinados de respuesta rápida en el ámbito regional para evitar su establecimiento. La modelación bioclimática, que utiliza información tanto de las características ambientales de las zonas ya invadidas por una especie invasora como de las del rango de su distribución como especie nativa, es una herramienta valiosa para determinar áreas con mayor probabilidad de invasión en lo que se puede prevenir su introducción (Broennimann y Guisan, 2008; Jeschke y Strayer, 2008). De acuerdo con Hellmann *et al*. (2008) se deberán adaptar los controles químicos y mecánicos a los escenarios previstos para el cambio climático, ya que el control relativamente fácil de especies potencialmente invasoras fuera de su área de distribución natural se puede tornar difícil si el cambio les facilita el establecimiento en estas regiones. También señala la posible alteración de las interacciones de los organismos usados para control biológico y las especies invasoras con el cambio climático y cuestiona la utilidad de la restauración en estos escenarios. Por otra parte, se deberán elaborar nuevas estrategias para especies que no estaban consideradas como invasoras (Rahel y Olden, 2008), ya que las previsiones indican que los eventos aleatorios, como lluvia y vientos, y las actividades humanas que pueden ayudar a difundir las invasiones aumentarán el costo de la erradicación y que los eventos extremos podrán aumentar el nivel de invasión, la cobertura geográfica y los costos de monitoreo (Acquaye *et al*., 2005). Lo anterior indica que en todos los casos se incrementarán los costos de prevención y control, ya sea porque las especies comiencen a proliferar más temprano en el año y porque perduren más tiempo, o porque se tengan que modificar los mecanismos de control, o porque se tengan que aplicar en áreas más extensas de lo previsto, o simplemente por que se presentará la necesidad de construir barreras para evitar las migraciones o preservar las áreas naturales protegidas, por lo que es necesaria la constitución de un fondo de contingencia. Otras medidas implican promover el uso de especies nativas en todos los proyectos de acuicultura para evitar la introducción accidental de especies exóticas invasoras. En los casos en que no se pueda sustituir las especies exóticas por nativas hay que mejorar las prácticas de bioseguridad en las operaciones acuícolas, fomentando la adopción de estándares y certificaciones internacionales, con el fin de minimizar los impactos por escapes y la transmisión de enfermedades exóticas. En este mismo sentido sería conveniente promover el cultivo de especies herbí-

voras sobre las especies carnívoras, que requieren la captura de peces silvestres para la elaboración de harina de pescado como principal componente del alimento y, por lo tanto, combinan los impactos negativos de la acuicultura con aquellos asociados con la pesca. En su caso, emprender proyectos de restauración de ecosistemas marinos (por ejemplo, siembra, transplante o ayuda en la colonización de plantas marinas y costeras, eliminación de especies invasoras, demolición de estructuras innecesarias o no utilizadas, etc.) (Herr y Galland, 2009).

Por otra parte, la EPA (2008) hace las siguientes cinco recomendaciones para ser incorporadas en los planes de manejo de especies invasoras en escenarios de cambio climático:

1] Es necesario que las agencias estatales o federales que encabecen las actividades en torno a las especies invasoras se coordinen e incorporen los escenarios de cambio climático en sus planes de manejo.
2] Para evitar de manera eficaz las invasiones es necesario identificar las amenazas de las especies acuáticas invasoras en condiciones de cambio climático, incluyendo el análisis de nuevas vías de introducción y vectores que puedan resultar del cambio de las condiciones ambientales. Se debe dar prioridad a las invasoras de alto impacto. Igualmente, se deberán desarrollar, establecer y financiar sistemas de monitoreo eficaces para detectar nuevas especies invasoras, nuevos impactos y las extensiones de áreas de distribución como resultado del cambio climático (*e.g.*, monitoreo de la marea roja con imágenes satelitales). Los sistemas deberán ser dinámicos y fáciles de actualizar a medida que exista mayor información disponible sobre el cambio climático. Los análisis de vías de introducción y los modelos de predicción de especies deberán ser modificados o desarrollados para considerar múltiples factores que deriven en invasiones. También se deberán ajustar los requerimientos regulatorios y educativos pertinentes.
3] Identificar los ecosistemas vulnerables en escenarios de cambio climático y diseñar planes de restauración para incrementar su resiliencia. La restauración habrá de estar diseñada para que los ecosistemas soporten los cambios de temperatura, los patrones de precipitación y cambios en el nivel del mar previstos en dichos escenarios.
4] Mejorar y adaptar las medidas de control para escenarios de cambio climático. Se deberán hacer simulaciones en escenarios de cambio climático para evaluar y en su caso adaptar las medidas de control y, de acuerdo con esto, se deberán ajustar las prioridades y los planes de manejo.
5] Adaptar los sistemas de manejo de la información sobre especies invasoras para que incluyan las condiciones de cambio climático (por ejemplo, temperatura del agua, salinidad y composición química del agua). Esta información garantizará robustez y precisión de la información de sistemas de gestión en condiciones cambiantes (Lee *et al.*, 2008).

REFERENCIAS

Acquaye, A., J. Alston, H. Lee, y Sumner, D. 2005. *Hurricanes and invasive species: The economics and spatial dynamics of eradication policies*. 2005 PREISM Workshop. ERS, Washington, DC, 20 octubre de 2005.

Adler, M., A. Kaul y A.S.M. Jawuad. 2002 Foreign body sinovitis induced by crown of thorns starfish. *Rheumathology* **41**:230-231.

Albright, R., B. Masona, M. Millerb, y C. Langdon. 2010. Ocean acidification compromises recruitment success of the threatened Caribbean coral *Acropora palmata*. PNAS. <*www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas. 1007273107*>.

Allison, E.H., A.L. Perry, M.C. Badjeck, W.L. Adger, K. Brown,D. Conway, A.S. Halls, G.M. Pilling, J.D. Reynolds, N.L. Andrew y N.K: Dulvy. 2009. Vulnerability of national economies to the impacts of climate change on fisheries. *Fish and Fisheries*. doi: 10.1111/j.1467-2979.2008.00310.x.

Almazán-Becerril, A., G. González-Rosiles, D.U. Hernández-Becerril y S. Escobar-Morales. 2011. *Dinoflagelados bénticos y epífitos potencialmente tóxicos o nocivos del norte del Sistema Arrecifal Mesoamericano (Caribe mexicano)*. Primer Congreso Nacional de la Sociedad Mexicana para el Estudio de los Florecimientos Algales Nocivos, A.C., 16 al 18 de noviembre de 2011, Mazatlán, p. 14.

Anthony, K.R., D.I. Kline, G. Díaz-Pulido, S. Dove y O. Hoegh-Guldberg. 2008. Ocean acidification causes bleaching and productivity loss in coral reef builders. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* **105**(17):442-446.

Arndt, D.S., M.O. Baringer y M.R. Johnson. 2010. State of the climate in 2009. *Bull. Am. Meteorol. Soc.* **91**:S1-S224.

Azzurro, E., M. Milazzo, F. Maynou, P. Abelló y T. Temraz. 2011. First record of *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853) (Crustacea: Decapoda: Percnidae) from Egyptian waters. *Aq. Inv.* **5** (Suppl. 1):S123-S125.

Barnes, R., y R. Hughes. 1999. *An introduction to marine ecology*. Oxford, Blackwell Science, pp. 131-133.

Barnett, T.P., D.W. Pierce y R. Schnur. 2001. Detection of anthropogenic climate change in the world's oceans. *Science* **292**:270-74.

Belvalkar, M. 2012. Lionfish adaptations. *<www.buzzle.com/articles/lionfish-adaptations.html>*.

Betancur-R., R., A. Hines, A. Acero P., G. Ortí, A.E. Wilbur y D.W. Freshwater. 2011. Reconstructing the lionfish invasion: Insights into Greater Caribbean biogeography. *J. Biogeogr.* **38**:1281-1293.

Bierwagen, B.G., R. Thomas y A. Kane. 2008. Capacity of management plans for aquatic invasive species to integrate climate change. *Conser. Biol.* **22**(3):568-574.

Birkeland, C. 1982. Terrestrial runoff as a cause of outbreaks of *Acanthaster planci* (Echinodermata: Asteroidea). *Mar. Biol.* **69**:175-185.

Bjorklund, K.R., S.B: Kruglikova y O.R. Anderson. 2012. Modern incursions of tropical Radiolaria into the Arctic Ocean. *J. Micropalaeontol.* **31**(2):139. doi: 10.1144/0262-821X11-030.

Blanchard, M. 2009. Recent expansion of the slipper limpet population (*Crepidula fornicata*) in the Bay of Mont-Saint-Michel (Western Channel, France). *Aquat. Living Resour.* **22**:11-19.

Blanchon, P., A. Eisenhauer, J. Fietzke, y V. Liebetrau. 2009. Rapid sea-level rise and reef back-stepping at the close of the last interglacial highstand. *Nature* **458**:881-884.

Boyer, T.P., S. Levitus, J.I. Antonov, R.A. Locarnini y H.E. Garcia. 2005. Linear trends in salinity for the world ocean, 1955-1998, *Geophys. Res. Lett.* **32**L01604. doi: 10.1029/2004GL021791.

Braby, C.E., y G.N. Somero. 2006. Following the heart: Temperature and salinity effects on heart rate in native and invasive species of blue mussels (genus *Mytilus*). *J. Exp. Biol.* **209**:2554-2566.

Bresnan, E., L. Fernand, K. Davidson, M. Edwards, S. Milligan, R. Gowan, J. Silke, S. Kröger y R. Raine. 2010. Climate change impacts on harmful algal blooms (HABs) in MCCIP Annual Report Card 2010-11. MCCIP Science Review, <*www.mccip.org.uk/arc*>.

Brio, P.A. 1998. Staying cool: Behavioral thermoregulation during summer by young-of-year brook trout in a lake. *Trans. Am. Fish. Soc.* **127**:212-222.

Britton, J.R., J. Cucherouusset, G.D. Davies, M.J. Godard, y G.H. Copp. 2010. Non-native fishes and climate change: Predicting species responses to warming temperatures in a temperate region. *Freshwater Biol.* **55**:1130-1141.

Broennimann, O., y A. Guisan. 2008. Predicting current and future biological invasions: Both native and invaded ranges matter. *Biol. Lett.* doi:10.1098/rsbl.2008.0254.

Brodie, J., K. Fabricius, G. De´ath y K. Okaji. 2005. Are increased nutrient inputs responsible for more outbreaks of crown-of-thorns starfish? An appraisal of the evidence. *Mar. Pollut. Bull.* **51**(1-4):266-278.

Burke, L., K. Reytar, M. Spalding y A. Perry. 2011. *Reefs at Risk Revisited*. World Resources Institute.

Burkholder, J.M., y H.B. Glasgow. 1997. The ichthyotoxic dinoflagellate *Pfiesteria piscicida*: Behavior, impacts and environmental controls. *Limnol. Oceanogr.* **42**:1052-1075.

Cai, W., G. Shi, T. Cowan, T. Bi y J. Ribbe. 2005. The response of the Southern Annular Mode, the East Australian Current, and the southern mid-latitude ocean circulation to global warming. *Geophys. Res. Lett.* **32**L23706. doi: 10.1029/ 2005GL024701.

Canning-Clode, J., A.E. Fowler, J.E. Byers, J.T. Carlton y G.M. Ruiz. 2011. Caribbean creep' chills out: Climate change and marine invasive dpecies. *PLoS ONE* **6**(12):e29657. doi:10.1371/journal.pone.0029657.

Carlton, J.T. 1989. Man's role in changing the face of the ocean: Biological invasions and implications for conservation of near-shore environments. *Conserv. Biol.* **3**(3):265-273.

CEICC. 2008. *Ecological impacts of climate change*. Committee on Ecological Impacts of Climate Change. The National Academies Press.

Chapman, J.W. 2000. Climate effects on the geography of nonindigenous peracaridan crustacean introductions in estuaries, en J. Pederson (ed.), *Marine bioinvasions. Proceedings of the first national conference*, enero 24-27, 1999. Massachusetts Institute of Technology-Sea Grant College Program, Cambridge, MA., pp. 66-80.

Chateau-Degat, M.L., M. Chinain, N. Cerf, S. Gingras, B. Hubert y E. Dewailly. 2005. Seawater temperature, *Gambierdiscus spp*. variability and incidence of ciguatera poisoning in French Polynesia. *Harmful Algae* **4**(6):1053-1062.

Chervinski, J. 1982. Environmental physiology of tilapias, en R.S.V. Pullin y R.H. Lowe-McConnell (eds.), *The biology and culture of tilapias*. Manila, International Center for Living Aquatic Resources Management, pp. 119-128.

Chircop, A. 2007. Climate change and the prospects of increased navigation in the Canadian Arctic. WMU *Journal of Maritime Affairs*. **6**(2):193-205.

Chu, C., N.E. Mandrak y C.K. Minss. 2005. Potential impacts of climate change on the distributions of several common and rare freshwater fishes in Canada. *Divers. Distrib.* **11**:299-310.

Cochrane, K., C. De Young, D. Soto y T. Bahri (eds.). 2009. *Climate change implications for fisheries and aquaculture: Overview of current scientific knowledge*. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper. No. 530. Roma, FAO, 2009.

Coe, J.M., y A.R. Bunn. 1988. *Marine debris and the solid waste disposal crisis*. Oceans '88, Baltimore. Disponible en: <*ieeexplore.ieee.org/iel5/738/906/00794817.pdf?tp=&arnumber=794817&isnumber=906*> (consultado el 11 de abril de 2012).

Cohen, A.N., y J.T. Carlton. 1998. Accelerating invasion rate in a highly invaded estuary. *Science* **279**(5350):555-558.

Coles, S. 2008. *Potential climate change impacts on corals and coral reefs in Melanesia from bleaching events and ocean acidification*. Bishop Museum Technical Report **42**(5):1-23.

Colgan, M.W. 1987. Coral reef recovery on Guam (Micronesia) after catastrophic predation by *Acanthaster planci*. *Ecology* **68**(6):1592-1605.

Connelly, W., L. Kerr, E. Martino, A. Peer, R. Woodland y D. Seco. 2007. Climate and saltwater sport fisheries: Prognosis for change. Report to the FishAmerica Foundation (FAF-6093R). Technical Report Series No. TS-537-07 of the University of Maryland Center for Environmental Science. Ref. No. [UMCES]CBL 07-119.

Copp, G.H., J.R. Britton, J. Cucherousset, E. García-Berthou, R. Kirk, E. Peel y S. Stakénas. 2009. Voracious invader or benign feline? A review of the environmental biology of European catfish *Silurus glanis* in its native and introduced ranges. *Fish and Fisheries* **10**:252-282.

Coris. 2010. *The IndoPacific Lionfish Invasion*. Coral Reef Information System. <*http://coris.noaa.gov/exchanges/lionfish*>.

Corbin, Z. 2007. Atlantic invaders. Nature reports, *Climate Change* **6**:82-84.

Courtenay, W.R. 1995. Marine fish introductions in south-eastern Florida. *American Fisheries Society Introduced Fish*, Section Newsletter, **14**(1):2-3.

Coutant, C.C. 1985. Striped bass, temperature, and dissolved oxygen: A speculative hypothesis for environmental risk. *Trans. Am. Fish. Soc.* **l4**:31-61.

Davis, T.W., D.L. Berry, G.L. Boyer y C.J. Gobler. 2009. The effects of temperature and nutrients on the growth and dynamics of toxic and non-toxic strains of *Microcystis* during cyanobacteria blooms. *Harmful Algae* **8**:715-725.

Díaz-Pulido, G., y L.J. McCook. 2002. The fate of bleached corals: Patterns and dynamics of algal recruitment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **232**:115-128.

Díaz-Pulido, G., L.J. McCook, A.W.D. Larkum, H.K. Lotze, J.A. Raven, B. Schaffelke, J.E. Smith y R.S. Steneck. 2007. Vulnerability of macroalgae of the Great Barrier Reef to climate change, en J.E. Johnson y P.A. Marshall (eds.), *Climate change and the Great Barrier Reef: A vulnerability assessment*. Great Barrier Reef Marine Park Authority and Australian Greenhouse Office, Townsville, Australia, pp. 153-192.

Diederich, S., G. Nehls, J.E.E. van Beusekom y K. Reise. 2005. Introduced Pacific oysters (*Crassostrea gigas*) in the northern Wadden Sea: Invasion accelerated by warm summers? *Helgo.l Mar. Res.* **59**:97-106.

Dillon, E.T., y J.J. Herman. 2008. Genetics, shell morphology, and life history of the freshwater pulmonate limpets *Ferrisia rivularis* and *Ferrisia fragilis*. *J. Freshwat. Ecol.* **24**(2):261-271.

Dukes, J.S., y H.A. Mooney. 1999. Does global change increase the success of biological invaders? *Trends Ecol. Evol.* **14**(4):135-139.

Dulcic, J., y B. Grbec. 2000. Climate change and Adriatic ichthyofauna. *Fish. Oceanogr.* **9**(2):187-191.

Eaton, J.G., y R.M. Scheller. 1996. Effects of climate warming on fish thermal habitat in streams of the United States. *Limnol. Oceanogr.* **41**(5):115.

Edwards, R.J., y S. Contreras-Balderas. 1991. Historical changes in the ichthyofauna of the Lower Rio Grande (río Bravo del Norte), Texas and Mexico. *Southwest. Nat.* **36**(2):201-212.

Emanuel, K. 2005. Increasing destructiveness of tropical cyclones over the past 30 years. *Nature* **436**:686-688.

EPA. 2008. *Effects of climate change on aquatic invasive species and implications for management and research*. Environmental Protection Agency-National Center for Environmental Assessment Office of Research and Development-U.S. Environmental Protection Agency Washington, DC. EPA/600/R-08/014.

FAO. 2009. Report of the FAO Workshop on the Development of an Aquatic Biosecurity Framework for Southern Africa. Lilongwe, Malawi, abril, 22-24 de 2008. FAO Fisheries and Aquaculture Report. No. 906. Roma, p. 55.

Fernandes, L.F., L. Zehnder-Alves y J.C. Bassfeld. 2001. The recently established diatom *Coscinodiscus wailesii* (Coscinodiscales, Bacillariophyta) in Brazilian waters. *Phycol. Res.* **49**:89-96.

Ficke, A.A., C.A. Myrick y L.L. Hansen. 2005. *Potential impacts of global climate change on freshwater fisheries*. Department of Fishery & Wildlife Biology, Colorado State University, Fort Collins.

Flegel, T.W., S. Sriurairatana, C. Wongteerasupaya, V. Boonsaeng, S. Panyim y S. Withyachumnarnkul. 1995. Progress in characterization and control of yellow head virus of *Penaeus monodon*, en C. Browdy y S. Hopkins (eds.), *Swimming through troubled water. Proceedings of the special session on shrimp farming, Aquaculture* **95**, World Aquaculture Society, Baton Rouge, pp. 76-83.

Fodrie, F.J., K.L. Heck, Jr., S.P. Powers, W.M. Graham y K.L. Robinson. 2010. Climate-related, decadal-scale assemblage changes of seagrass-associated fishes in the northern Gulf of Mexico. *Glob. Change Biol.* **16**:48-59.

Gledhill, D.K., R. Wanninkhof, F.J. Millero y M. Eakin. 2008. Ocean acidification of the Greater Caribbean Region 1996-2006, *J. Geophys. Res.* **113**C10031.doi:10.1029/2007JC004629.

Goggin, C.L., y R.J.G. Lester. 1995. *Perkinsus*, a protistan parasite of abalone in Australia: A review. *Mar. Freshwater Res.* **46**(3):639-646.

Gómez, F. 2008. Phytoplankton invasions: Comments on the validity of categorizing the non-indigenous dinoflagellates and diatoms in European seas. *Mar. Pollut. Bull.* **56**:620-628.

Government of Canada. 2008. Integrating climate change into invasive species risk assessment / risk management. Workshop report. Noviembre, 2008. <*www.policyresearch.gc.ca*>.

Graham, C.T., y C. Harrod. 2009. Implications of climate change for the fishes of the British Isles. *J. Fish Biol.* **74**:1143-1205.

Graham, W.M., D.L. Martin, D.L. Felder, V.L. Asper y H.M. Perry. 2003. Ecological and economic implications of a tropical jellyfish invader in the Gulf of Mexico. *Biol. Invasions* **5**:53-69.

Gregory, M.R. 2009. Environmental implications of plastic debris in marine settings – entanglement, ingestion, smothering, hangers-on, hitch-hiking and alien invasions. *Phil. Trans. R. Soc. B.* **364**:2013-2025.

Guinotte, J.M., y V.J. Fabry. 2008. Ocean acidification and its potential effects on marine ecosystems. *Ann. N Y Acad Sci. 2008* **1134**:320-342.

Guinotte, J.M., R.W. Buddemeier y J.A. Kleypas. 2003. Future coral reef habitat marginality: Temporal and spatial effects of climate change in the Pacific basin. *Coral Reefs* **22**:551-558.

Guzmán, H.M., y J. Cortés. 1992. Cocos Island (Pacific of Costa Rica coral reefs after the 1982-1983 El Niño disturbance. *Rev. Biol. Trop.* **40**(3):309-324.

Hallegraeff, G.M. 1993. A review of harmful algal blooms and their apparent global increase. *Phycologia* **32**:79-99.

Hannah, L. 2010. *Climate change biology*. Elsevier, Nuev York.

Hare, J.A., y P.E. Whitfield. 2003. An integrated assessment of

the introduction of lionfish (*Pterois volitans/miles* complex) to the western Atlantic Ocean. NOAA Technical Memorandum NOS NCCOS, p. 21.

Hart, A.M., D.W. Klumppl y G.R. Russ. 1996. Response of herbivorous fishes to crown-of-thorns starfish *Acanthaster planci* outbreaks.11. Density and biomass of selected species of herbivorous fish and fish-habitat correlations. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **132**:21-30.

Harvell, D., C.E. Mitchell, J.R. Ward, S. Altizer, A. Dobson, R.S. Ostfeld y M.D. Samuel. 2002. Climate warming and disease risks for terrestrial and marine biota. *Science* **296**:2158-2162.

Hays, G.C., A.J. Richardson y C. Robinson. 2005. Climate change and marine plankton. *Trends Ecol. Evol.* **20**:337-344.

Hazlett, B.A., S. Lawler y G. Edney. 2007. Agonistic behavior of the crayfish *Euastacus armatus* and *Cherax destructor*. *Mar. Freshw. Behav. Phy.* **40**(4):257-266.

Hellmann, J.J., J.E. Byers, B.G. Bierwagen y J.S. Dukes. 2008. Five potential consequences of climate change for invasive species. *Conserv. Biol.* **22**(3):534-543.

Herr, D., y D.R. Galland. 2009. *The ocean and climate change*. Tools and guidelines for action. IUCN, Gland.

Hobbs, R.J., S. Arico, J. Aronson, J.S. Baron, P. Bridgewater, V.A. Cramer, P.R. Epstein, J.J. Ewel, C.A. Klink, A.E. Lugo, N. David, D. Ojima, D.M. Richardson, E.W. Sanderson, F. Valladares, M. Vilà, R. Zamora y M. Zobel. 2006. Novel ecosystems: Theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecol. Biogeogr.* **15**:1-7.

Hobday, A.J., T.A. Okey, E.S. Poloczanska, T.J. Kunz y A.J. Richardson (eds.). 2006. *Impacts of climate change on Australian marine life: Part C. Literature review*. Report to the Australian Greenhouse Office, Canberra, septiembre de 2006.

Hoegh-Guldberg, O., S. Andréfouët, K.E. Fabricius, G. Díaz-Pulido, J.M. Lough, P.A. Marshall y M.S. Pratchett. 2011. Vulnerability of coral reefs in the tropical Pacific to climate change, en J.D. Bell, J.E. Johnson y A.J. Hobday (eds.), *Vulnerability of tropical Pacific fisheries and aquaculture to climate xhange*. Secretariat of the Pacific Community, Noumea, Nueva Caledonia, pp. 251-296.

Hoegh-Guldberg, O., P.J. Mumby, A.J. Hooten, R.S. Steneck, P. Greenfield, E. Gomez, C.D. Harvell, P.F. Sale, A.J. Edwards, K. Caldeira, N. Knowlton, C.M. Eakin, R. Iglesias-Prieto, N. Muthiga, R.H. Bradbury, A. Dubi y M.E. Hatziolos. 2007. Coral reefs under rapid climate change and ocean acidification. *Nature* **318**:1737-1742.

Holland, G.J., J. Done, C. Bruyere, C. Cooper y A. Suzuki-Parker. 2010. Model investigations of the effects of climate variability and change on future Gulf of Mexico Tropical Cyclone Activity. Presentation / webcast. Offshore Technology Conference Publisher, documento 20690.

Hossain, Md. S., S.K. Otta, I. Karunasagar y I. Karunasagar. 2001. Detection of white spot syndrome virus (WSSV) in wild captured shrimp and in non-cultured crustaceans from shrimp ponds/ghers in Bangladesh by polymerase chain reaction. *Fish Pathol.* **36**:13-19.

Hubert, W.A. 1988. Altitude as the determinant of distribution of largemouth bass and smallmouth bass in Wyoming. *North Amer. J. Fisher. Manag.* **8**:386-387.

IPCC. 2007. *Climate change synthesis report*. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (AR4). R.K. Pachauri and A. Reisinger (eds.). IPCC, Ginebra.

Jackson, D.A., y N.E. Mandrak. 2002. Changing fish biodiversity: Predicting the loss of cyprinid biodiversity due to global climate change, en N.A. McGinn (ed.), *Fisheries in a changing climate*. American Fisheries Society, Symposium 32, Bethesda, pp. 89-98.

Jeschke, J.M., y D.L. Strayer. 2008. Usefulness of bioclimatic models for studying climate change and invasive species. *Ann. N.Y. Acad. Sci.* **1134**:1-24. doi: 10.1196/annals.1439.002.

Knuston, T., y R. Tuleya. 2004. Impact of CO_2-induced warming on simulated hurricane intensity and precipitation: Sensitivity to the choice of climate model and convective parameterization. *J. Climate* **17**(18):3477-3495.

Kudela, R., G. Pitcher, T. Probyn, F. Figueiras, T. Moita y V. Trainer. 2005. Harmful algal blooms in coastal upwelling systems. *Oceanography* **18**:184-197.

LaBounty, J.F., y N.M. Burns. 2007. Long-term increases in oxygen depletion in the bottom waters of Boulder Basin, Lake Mead, Nevada-Arizona, USA. *Lake Reservoir Manage.* **23**(1):69-82.

Landsberg, J.H., y S.S. Shumway. 1998. Harmful algal blooms and their effects on marine and estuarine animals. Third International Symposium on Aquatic Animal Health. Agosto 30-septiembre 3, 1998. Baltimore.

Lee, H. II, D.A. Reusser, J.D. Olden, S.S. Smith, J. Graham, V. Burkett, J.S. Dukes, R.J. Piorkowski y J. Mcphedran. 2008. Integrated Monitoring and Information Systems for managing aquatic invasive species in a changing climate. *Conserv. Biol.* **22**(3):575-584.

Lourey, M.J., D.A.J. Ryan e I.R. Miller. 2000. Rates of decline and recovery of coral cover on reefs impacted by, recovering from and unaffected by crown-of-thorns starfish *Acanthaster planci*: A regional perspective of the Great Barrier Reef. *Mae. Ecol. Prog. Ser.* **196**:179-186.

MA. 2005. *Ecosystems and human well-being: Biodiversity synthesis*. Millenium Ecosystem Assessment, Washington, DC, World Resource Institute.

MacCrae, P.S., y D.A. Jackson. 2001. The influence of smallmouth bass (*Micropterus dolomieu*) predation and habitat complexity on the structure of littoral-zone fish assemblages. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **58**:157-170.

Mack, R.N., D. Simberloff, W.M. Lonsdale, H. Evans, M. Clout y F. Bazzaz. 2000. Biotic invasions: Causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecol. Appl.* **10**:689-710.

Malcom, J.R., C. Liu, R.P. Neilson, L. Hansen y L. Hannah. 2006. Global warming and extinctions of endemic apecies from biodiversity hotspots. *Conserv. Biol.* **20**(2):538-548.

Marcogliese, D.J. 2001. Implications of climate change for parasitism of animals in the aquatic environment. *Can. J. Zool.* **79**:1331-1352.

Marcos-López, M., P. Gale, B.C. Oidtmann y E.J. Peeler. 2010. Assessing the impact of climate change on disease emergence in freshwater fish in the United Kingdom. *Transboun. Emer. Dis.* **57**:293-304. doi: 10.1111/j.1865-1682.2010.01150.x.

Marsh, J., y R.T. Tsuda. 1972. Population levels of *Acanthaster planci* in the Mariana and Caroline islands, 1969-1972. Contribution No. 25 from the University of Guam Marine Laboratory.

Masó, M., E. Garcés, F. Pagès y J. Camp. 2003. Drifting plastic debris as a potential vector for dispersing harmful algal bloom (HAB) species. *Sci. Mar.* **67**:107-111.

McCauley, R., y T. Beitinger. 1992. Predicted effects of climate warming on the commercial culture of the channel catfish, *Ictalurus punctatus*. *GeoJournal* **28**(1):61-66.

McKee, K.L. 2004. *Global change impacts on mangrove ecosystems*. USGS Report.

McKinnon, A.D., A.J. Richardson, M.E. Burford y M.J. Furnas. 2007. Vulnerability of Great Barrier Reef plankton to climate change, en J.E. Johnson y P.A. Marshall (eds.), *Climate change and the Great Barrier Reef*. Great Barrier Reef Marine Park Authority and Australian Greenhouse Office, Townsville, pp. 121-152.

McMahon, R. 2002. Evolutionary and physiological adaptations of aquatic invasive animals: r selection versus resistance. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **59**:1235-1244.

McNeely, J.A. 2000. The future of alien invasive species: Changing social views, en H.A. Mooney y R.J. Hobbs (eds.), *Invasive species in a changing world*. Island Press, Washington, DC, pp. 171-190.

Meisner, J.D., J.L. Goodier, H.A. Regier, B.J. Shuter y W.J. Christie. 1987. An assessment of the effects of climate warming on Great Lakes basin fishes. *J. Great Lakes Res.* **13**(3):340-352.

Mendoza, R., N. Arreaga, J.E. Hérnandez, V. Segovia, I. Jasso y D. Pérez. 2011. Aquatic invasive species in the río Bravo / laguna Madre ecoregion. Commission for Environmental Cooperation, Montreal.

Mendoza-Alfaro, R., y P. Álvarez-Torres. 2012. Gulf of Mexico large marine rcosystem: Resources at risk from climate change, en K. Sherman y G. McGovern (eds.), *Frontline observations on climate change and sustainability of large marine ecosystems. Large marine ecosystems,* vol. 17. Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo, Nueva York, pp. 135-169.

Minns, C.K., y J.E. Moore. 1992. Predicting the impact of climate change on the spatial pattern of freshwater fish yield capability in eastern Canadian lakes. *Climatic Change* **22**:327-346.

Minns, C.K., y J.E. Moore. 1995. Factors limiting the distributions of Ontario's freshwater fishes: The role of climate and other variables, and the potential impacts of climate change, en R.J. Beamish (ed.), *Climate change and northern fish populations*. Canadian Special Publication in Fisheries and Aquatic Sciences 121, Ottawa, pp. 137-160.

Mohsen, O., H.G. Stefan y J.G. Eaton. 2003. Global warming and potential changes in fish habitat in U.S. streams. *Climatic Change* **59**:389-409.

Moore, S.K., V.L. Trainer, N.J. Mantua, M.S. Parker, E.A. Laws, L.C. Backer y L.E. Fleming. 2008. Impacts of climate variability and future climate change on harmful algal blooms and human health. *J. Environ. Health* **7** (Suppl. 2):S4.

Mooreside, P. 2011. On the origin of (an invasive) species. *Fron. Ecol. Environ.* **9**(6):315.

Mora, C., y A.F. Ospina. 2001. Tolerance to high temperatures and potential impact of sea warming in reef fishes of Gorgon Island (tropical Eastern Pacific). *Mar. Biol.* **139**:756-769.

Morell, V. 2010. Mystery of the lionfish: Don't blame hurricane Andrew. Science Insider, 29 de abril de 2010. <*news.sciencemag.org/scienceinsider/2010/04/mystery-of-the-lionfish-dont-bla.html*>.

Morris, J.A. Jr., y J.L. Akins. 2009. Feeding ecology of invasive lionfish (*Pterois volitans*) in the Bahamian archipelago. *Environ. Biol. Fishes* **86**:389-398.

Morris, J.A. Jr., y P.E. Whitfield. 2009. *Biology, ecology, control and management of the invasive indo-Pacific lionfish: An updated integrated assessment*. NOAA Technical Memorandum NOS NCCOS 99, NOAA.

Morris, J.A. Jr., J.L. Akins, A. Barse, D. Cerino, D.E. Freshwater, S.J. Green, R.C. Muñoz, C. Paris y P.E. Whitfield (eds.). 2009. Proceedings of the 61st Gulf and Caribbean Fisheries Institute. Biology and ecology of the invasive Lionfishes, *Pterois miles* and *Pterois volitans*.

Munday, P.L., G.P. Jones, M.S. Pratchett y A.J. Williams. 2008. Climate change and the future for coral reef fishes. *Fish Fish.* **9**:261-285.

Narváez, K., y F.A. Zapata, F.A. 2010. First record and impact of the crown-of-thorns starfish, *Acanthaster planci* (Spinulosida: Acanthasteridae) on corals of Malpelo Island, Colombian Pacific. *Rev. Biol. Trop.* **58** (Suppl. 1):139-143.

Nehring, S. 1998. Establishment of thermophilic phytoplankton species in the North Sea: Biological indicators of climatic changes? *ICES J. Mar. Sci.* **55**:818-823.

Nevermann, D., y W.A. Wurtsbaugh. 1994. The thermoregulatory function of diel vertical migration for a juvenile fish, *Cottus extensus*. *Oecologia* **98**:247-256.

Ning, Z.H., R.E. Turner, T. Doyle y K.K. Abdollahi. 2003. Preparing for a changing climate: Potential consequences of climate variability and change – gulf coast region. GCRCC. Baton Rouge.

Nishitani, L., y K.K. Chew. 1984. Recent developments in paralytic shell-fish poisoning research. *Aquaculture* **39**:317-329.

NOAA. 1997. *Harmful algal blooms in coastal waters.* Decision Analysis Series No. 10. U.S. Department of Commerce.

NOAA. 2008. *Interagency Report on Marine Debris Sources, Impacts, Strategies & Recommendations.* Silver Spring, MD: National Oceanic and Atmospheric Administration.

NOAA-NCCOS. 2009. CSCOR harmful algal bloom (HAB) event response examples. <*www.cop.noaa.gov/stressors/extremeevents/hab/current/fact-ev_resp_descrp.aspx*> (consultada en octubre de 2010).

Nye, J. 2010. *Climate change and its effects on ecosystems, habitats and biota*. State of the Gulf of Maine Report. Gulf of Maine Council on the Marine Environment.

Occhipinti-Ambrogi, A. 2007. Global change and marine communities: Alien species and climate change. *Mar. Poll. Bull.* **55**:342-352.

Occhipinti-Ambrogi, A., y R. Ambrogi. 2009. Global change and loss of biodiversity in the world's oceans. *Studi Trent. Sci. Nat.* **86**:91-97.

Orlova, M.I., y V.E. Panov. 2004. Establishment of the zebra mussel, *Dreissena polymorpha* (Pallas), in the Neva Estuary (Gulf of Finland, Baltic Sea): Distribution, population structure and possible impact on local unionid bivalves. *Hydrobiologia* **514**:207-217.

Orr, J.V., J. Fabry, O. Aumont, L. Bopp, S.C. Doney, R.A. Feely, A. Gnanadesikan, N. Gruber, A. Ishida, F. Joos, R.M. Key, K. Lindsay, E. Maier-Reimer, R. Matear, P. Monfray, A. Mouchet, R.G. Najjar,G.K. Plattner, K.B. Rodgers, C.L. Sabine, J.L. Sarmiento, R. Schlitzer, R.D. Slater, I.J. Totterdell, M.-F. Weirig, Y Yamanaka y A. Yool. 2005. Anthropogenic ocean acidification over the twenty-first century and its impact on calcifying organisms. *Nature* **437**:681-686.

Paavola, M., S. Olenin y E. Leppäkoski. 2005. Are invasive species most successful in habitats of low native species richness across European brackish water seas? *Estuar. Coast. Shelf Sci.* **64**:738-750.

Padilla, D.K., y S.L. Williams. 2004. Beyond ballast water: Aquarium and ornamental trades as sources of invasive species in aquatic systems. *Fron. Ecol. Environ.* **2**:131-138.

Panov, V.E., N.V. Rodionova, P.V. Bolshagin y E.A. Bychek. 2007. Invasion biology of Ponto-Caspian onychopod cladocerans (Crustacea: Cladocera: Onychopoda). *Hydrobiologia* **590**:3-14.

Parmesan, C. 2006. Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Ann. Rev. Ecol. Evol. Syst.* **37**:637-669.

Pereira, H.M., P.W. Leadley, V. Proenca, R. Alkemade, J.P.W. Scharlemann, J.F. Fernández-Manjarrés, M.B. Araujo, P. Balvanera, R. Biggs, W.W.L. Cheung, L. Chini, H.D. Cooper, E.L. Gilman, S. Guénette, G.C. Hurtt, H.P. Huntington, G.M. Mace, T. Oberdorff, C. Revenga, P. Rodrigues, R.J. Scholes, U.R. Sumaila y M. Walpole. 2010. Scenarios for Global Biodiversity in the 21st Century. *Science* **330**:1496-1501.

Pimm, S.L., G.E. Davis, L. Loope, C.T. Roman, T.J. Smith III y J.T. Tilmant. 1994. Hurricane Andrew. *BioScience* **44**:224-229.

Pollard, D., y R. De Conto. 2009. Modelling West Antarctic ice sheet growth and collapse through the past five million years. *Nature* **458**:329-332.

Poulin, R., y K.N. Mouritsen. 2006. Climate change, parasitism and the structure of intertidal ecosystems. *J. Helminthol.* **80**:183-191.

Pratchett, M.S. 2005. Dynamics of an outbreak population of *Acanthaster planci* at Lizard Island, northern Great Barrier Reef (1995-1999). *Coral Reefs* **24**:453-462.

Pretch, W.F., y R.B. Aronson. 2004. Climate flickers and range shifts of reef corals. *Fron. Ecol. Environ.* **2**(6):307-314.

Quiggin, J. 2009. *Complexity, climate change and the precautionary principle.* Climate Change Working Papers WPC07_3, Risk and Sustainable Management Group, University of Queensland.

Rabalais, N.N., R.E. Turner, R.J. Díaz y D. Justic. 2009. Global change and eutrophication of coastal waters. *ICES J. Mar. Sci.* **66**(7):1528-1537.

Rahel, F., y J.D. Olden. 2008. Assessing the effects of climate change on aquatic invasive species. *Conserv. Biol.* **22**(3):521-533.

Rahmstorf, S. 2010. A new view on sea-level rise. *Nature Reports Climate Change*. doi:10.1038/ climate.2010.29.

Raposeiro, P.M., A.C. Costa y A. Frías-Martins. 2011. On the presence, distribution and habitat of the alien freshwater snail *Ferrissia fragilis* (Tryon, 1863) (Gastropoda: Planorbidae) in the oceanic islands of the Azores. *Aq. Inv.* **6** (Suppl. 1):S13-S17.

Reid, P.C., D.G. Johns, M. Edwards, M. Starr, M. Poulin y P. Snoeijs. 2007. A biological consequence of reducing Arctic ice cover: Arrival of the Pacific diatom *Neodenticula seminae* in the North Atlantic for the first time in 800 000 years. *Glob. Change Biol.* **13**:1910-1921.

Reid, P.C., E.J. Cook, M. Edwards, A. McQuatters-Gollop, D. Minchin y T. McCollin. 2009. Marine non-native species, en J.M. Baxter, P.J. Buckley y M.T. Frost (eds.), *Marine climate change ecosystem linkages report card 2009.* Online science reviews.

Rey, J. 2008. *Red Tides*. University of Florida Institute of Food and Agricultural Sciences Extension. Document ENY-851 (IN766).

Reyes Bonilla, H., y G. Cruz Piñón. 2002. Influence of temperature and nutrients on species richness of deep-water corals from the western coast of the Americas. *Hydrobiologia* **471**:35-41.

Richardson, A.J., y D.S. Schoeman. 2004. Climate impact on plankton ecosystems in the Northeast Atlantic. *Science* **305**:1609-1612.

Richardson, A.J., A. Bakun, G.C. Hays y M.J. Gibbons. 2009. The jellyfish joyride: Causes, consequences and management responses to a more gelatinous future. *Trends Ecol. Evol.* **24**(6):312-322.

Rijnsdorp, A.D., M.A. Peck, G.H. Engelhard, C. Mollmann y J.K. Pinnegar. 2009. Resolving the effect of climate change on fish populations. *ICES Journal of Marine Science* **66**(7):1570-1583.

Rocha, L.A., D.R. Robertson, C.R. Rocha, J.L. Van Tassell, M.T. Craig y B.W. Bowen. 2005. Recent invasion of the tropical Atlantic by an Indo-Pacific coral reef fish. *Mol. Ecol.* **14**:3921-3928.

Roessig, J.M., C.M. Woodley, J.J. Cech y L.J. Hansen. 2004. Effects of global climate change on marine and estuarine fishes. *Rev. Fish Biol. Fish.* **14**:215-75.

Richardson, A.J., y D.S. Schoeman. 2004. Climate impact on plankton ecosystems in the northeast Atlantic. *Science* **305**:1609-1612.

Schofield, P.J. 2009. Geographic extent and chronology of the invasion of non-native lionfish (*Pterois volitans* [Linnaeus 1758] and *P. miles* [Bennett 1828]) in the western north Atlantic and Caribbean Sea. *Aq. Inv.* **4**(3):473-479.

Schug Belk, M., y D. Belk. 1975. An observation of algal colonization on *Acropora aspera* killed by *Acanthaster planci*. *Hydrobiologia* **46**(1):29-32.

Sellner, K., G. Doucette y G. Kirkpatrick. 2003. Harmful algal blooms: Causes, impacts and detection. *J. Ind. Microbiol. Biotechnol.* **30**:383-406.

Semenchenko, V., y T. Laenko. 2008. First record of the invasive North American gastropod *Ferrissia fragilis* (Tryon, 1863) from the Pripyat River basin, Belarus. *Aq. Inv.* **3**(1):80-82.

Shiah, F.K., y H.W. Ducklow. 1994. Temperature and substrate

regulation of bacterial abundance, production and specific growth rate in Chesapeake Bay, USA. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **103**:297-308.

Shuter, B.J., y J.R. Post. 1990. Climate, population viability, and the zoogeography of temperate fishes. *Trans. Am. Fish. Soc.* **119**:314-336.

Skjoldal, H.R., y I. Dundas. 1991. The *Chrysochromulina polylepis* bloom in the Skagerrak and the Kattegat in May-June 1988: Environmental conditions, possible causes and effects. *ICES Coop. Res. Rep.* **175**:1-59.

Smith, J.E., M. Shaw, R.A. Edwards, D. Obura, O. Pantos, E. Sala, S.A. Sandin, S. Smriga, M. Hatay y F.L. Rohwer. 2006. Indirect effects of algae on coral: Algae-mediated, microbe induced coral mortality. *Ecol. Lett.* **9**:835-845.

Son, M.O. 2007. North American freshwater limpet *Ferrissia fragilis* (Tryon, 1863) (Gastropoda: Planorbidae) – a cryptic invader in the northern Black Sea region. *Aq. Inv.* **2**:55-58.

Sorte, C.J.B., S.L. Williams y R.A. Zerebecki. 2010. Ocean warming increases threat of invasive species in a marine fouling community. *Ecology* **91**:2198-2204.

Stachowicz, J.J., J.R. Terwin, R.B. Whitlatch y W. Richard Osman. 2002. Linking climate change and biological invasions: Ocean warming facilitates non-indigenous species invasions. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* **99**(24):15497-15500.

Staurland Aarbakke, O.N., A. Bucklin, C. Halsband y F. Norrbin. 2011. Discovery of *Pseudocalanus moultoni* (Frost, 1989) in northeast Atlantic waters based on mitochondrial COI sequence variation. *J. Plankton Res.* doi: 10.1093/plankt/fbr057.

Stefan, H.G., X. Fang y J.G. Eaton. 2001. Simulated fish habitat changes in North American lakes in response to projected climate warming. *Trans. Am. Fish. Soc.* **130**:459-477.

Steidinger, A.K., y H.L. Melton Penta. 1999. *Harmful microalgae and associated public health risks in the Gulf of Mexico.* United States Environmental Protection Agency Gulf of Mexico Program, EPA, Grant #MX004729-95-0.

Steinberg, C. 2007. Impacts of climate change on the physical oceanography of the Great Barrier Reef, en J.E. Johnson y P.A. Marshall (eds.), *Climate change and the Great Barrier Reef.* Great Barrier Reef Marine Park Authority and Australian Greenhouse Office, Townsville, pp. 51-74.

Sundt, R., y W. Melle. 1998. Atlantic observation of *Calanus marshallae* (Copepoda; Calanoida). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **166**:207-210.

Szmant, A.M. 2002. Nutrient enrichment on coral reefs: Is it a major cause of coral reef decline? *Estuaries* **25**:743-766.

Thessalou-Legaki, M., A. Zenetos, V. Kambouroglou y M. Corsini-Foka. 2006. The establishment of the invasive crab *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853) (Crustacea: Decapoda: Grapsidae) in Greek waters. *Aq. Inv.* **1**(3):133-136.

Thieltges, D.W., M. Strasser, J.E.E. van Beusekom y R. Karsten. 2004. Too cold to prosper – winter mortality prevents population increase of the introduced American slipper limpet *Crepidula fornicata* in northern Europe. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **311**(2):375-391.

TRB (Transportation Research Board). 2008. Potential Impacts of Climate Change on U.S. Transportation Committee on Climate Change and U.S. Transportation. Transportation Research Board, Division on Earth and Life Studies. National Research Council of the National Academies.

Tresaugue, M. 2011. Giant shrimp raises big concern as it invades the Gulf. *Houston Chronicle*. <*www.chron.com/news/houston-texas/article/Giant-shrimp-raises-big-concern-as-it-invades-the-2424242.php*> (consultada en diciembre de 2012).

University of the Virgin Islands (UVI). 2001. Threats to coral reefs. UVI: <*www.uvi.edu/coral.reefer/threats.html*>.

Van der Zanden, M.J., J.M. Casselman y J.B. Rasmussen. 1999. Stable isotope evidence for the food web consequences of species invasions in lakes. *Nature* **401**:464-467.

Vargas-Ángel, B., J.D. Thomas y S.M. Hoke. 2003. High-latitude *Acropora cervicornis* thickets of Fort Lauderdale, Florida, USA. *Coral Reefs* **22**:465-74.

Vásquez, E.A., E.P. Glenn, G.R. Guntenspergen, J.J. Brown y S.G. Nelson. 2006. Salt tolerance and osmotic adjustment of *Spartina alterniflora* (Poaceae) and the invasive M haplotype of *Phragmites australis* (Poaceae) along a salinity gradient. *Am.J.Bot.* **93**(12):1784-1790.

Vecchi, G., y B. Soden. 2007. Increased tropical Atlantic wind shear in model projections of global warming. *Geophys. Res. Lett.* **(34)**L08702. doi:10.1029/2006GL028905.

Walther, G.-R., A. Roques, P.E. Hulme, M.T. Sykes, P. Pyšek, I. Kühn, M. Zobel, S. Bacher, Z. Botta-Dukát, H. Bugmann, B. Czúcz, J. Dauber, T. Hickler, V. Jarošík, M. Kenis, S. Klotz, D. Minchin, M. Moora, W. Nentwig, J. Ott, V.E. Panov, B. Reineking, C. Robinet, V. Semenchenko, W. Solarz, W. Thuiller, M. Vilà, K. Vohland y J. Settele. 2009. Alien species in a warmer world: Risks and opportunities. *Trends Ecol.Evol.* **24**(12):686-693.

Webster, P.J., G.J. Holland, J.A. Curry y H.-R. Chang. 2005. Changes in tropical cyclone number, duration, and intensity in a warming environment. *Science* **309**(5742):1844-1846.

Wiens, J.A. 1977. On competition and variable environments. *Am.Sci.* **65**:590-597.

Wilson, J.C. 2008. *A geographic assessment of establishment risk for tilapia, a group of potentially invasive aquatic species*. Master of Science thesis, The University of Georgia.

Winder, M., y D.E. Schindler. 2004. Climate Change uncouples trophic interactions in an aquatic ecosystem. *Ecology* **85**(8):2100-2116.

Wrona, F.J., T.D. Prowse y J.D. Reist. 2004. Freshwater ecosystems and fisheries, en Arctic climate impact assessment (ACIA). *Impacts of a warming Arctic: Arctic climate impact assessment.* Cambridge University Press, pp. 354-452.

Xenopoulos, M.A., D.M. Lodge, J. Alcamo, M. Marker, K. Schulze y D.P. Van Vuuren. 2005. Scenarios of freshwater fish extinctions from climate change and water withdrawal. *Glob. Change Biol.* **11**:1557-1564.

Zeebe, R.E., J.C. Zachos, K. Caldeira y T. Tyrrell. 2008. Oceans: Carbon emissions and acidification. *Science* **321**:51-52.

Zerebecki, R.A., y C.J.B. Sorte. 2011. Temperature tolerance and stress proteins as mechanisms of invasive species success. *PLoS ONE* **6**(4):e14806. doi:10.1371/journal.pone.0014806.

Sección IX

PERSPECTIVAS

29 RESTAURACIÓN DE ECOSISTEMAS ACUÁTICOS

Roberto Lindig-Cisneros* y Rafael Riosmena-Rodríguez

* Autor para recibir correspondencia: <rlindig@cieco.unam.mx>

Lindig-Cisneros, R. y R. Riosmena-Rodríguez. 2014. Restauración de ecosistemas acuáticos, en R. Mendoza y P. Koleff (coords.), *Especies acuáticas invasoras en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, pp. 499-505.

RESUMEN

La presencia de especies invasoras es una de las barreras más difíciles de superar cuando se busca la restauración de ecosistemas, y es particularmente difícil de superar en ecosistemas acuáticos considerando que 24% de las especies vegetales con mayores invasiones en el planeta son de humedales. Las especies invasoras no sólo desplazan las especies nativas, sino que en muchas ocasiones alteran la dinámica natural y los regímenes de disturbio de los ecosistemas que llegan a dominar, haciendo aún más difícil la restauración. Para lograr la restauración de un ecosistema invadido es necesario contar con el conocimiento de los factores que propiciaron la invasión, los elementos de la estructura y función del ecosistema que fueron alterados por la especie invasora y las medidas de control adecuadas, así como de las consecuencias de las medidas de control en otros elementos de la biota. En la mayoría de los casos, la restauración de ecosistemas invadidos no logrará la erradicación de la especie invasora, por lo que será necesario considerar opciones ante los resultados de la restauración y las medidas de manejo permanentes que permitan mantenerla como un elemento minoritario del ecosistema.

ABSTRACT

The presence of invasive species is one of the most difficult barriers to overcome for ecosystem restoration, and it is particularly difficult to overcome in aquatic ecosystems because 24% of the world's most invasive plants are wetland species. Invasive species not only displace native species in aquatic ecosystems, but they also alter natural dynamics and disturbance regimes making restoration even more difficult. To achieve the restoration of an invaded ecosystem it is necessary to have adequate information of the factors that facilitated the invasion, of the structural and functional elements altered by the invasive species, and of the appropriate control measures and their effects on other elements of the biota. In most cases, restoration of invaded ecosystems will not achieve eradication of the invasive species, making it necessary to consider alternatives to restoration outcomes as well as permanent management measures to maintain the invasive species as a minor component of the ecosystem.

INTRODUCCION

La restauración ecológica busca asistir a la recuperación de los ecosistemas que han sido dañados por las actividades humanas (SER, 2004), lo que incluye aquellos ecosistemas que han sido invadidos por especies exóticas o nativas y que en consecuencia han sufrido alteraciones en su estructura y función. Mucho se ha escrito sobre los alcances de la restauración ecológica y se debe tener presente que, dependiendo de las condiciones del sitio a restaurar y del esfuerzo que sea posible realizar, se puede llegar desde la recuperación de algunos atributos o funciones específicas del ecosistema hasta la recreación de ecosistemas que son prácticamente indistinguibles de los sistemas naturales (Zedler, 1999; National Research Council, 2001). La presencia de especies invasoras es posiblemente una de las barreras más difíciles de superar cuando se busca la restauración de ecosistemas, y es una barrera particularmente difícil en ecosistemas acuáticos, pues muchas de las especies más invasoras lo son en este tipo de ecosistemas; por ejemplo, 24% de las especies vegetales con mayores invasiones en el planeta son de humedales (Zedler y Kercher, 2004). De hecho, las especies invasoras no solamente desplazan especies nativas sino que pueden alterar la dinámica natural y el equilibrio de los ecosistemas que llegan a dominar, de tal forma que restablecer la condiciones previas a la invasión es prácticamente imposible (Carlton, 1989).

A pesar de las grandes dificultades que se pueden encontrar al tratar de restaurar ecosistemas acuáticos invadidos es posible lograrlo, al menos de forma parcial, siempre y cuando se cuente con los conocimientos básicos sobre los factores que propiciaron la invasión, o se obtengan en el proceso mismo de restauración, y no haya modificaciones en el entorno que imposibiliten la restauración. Además, es necesario conocer los elementos de la estructura y función del ecosistema que fueron alterados por la o las especies invasoras presentes, las medidas que permitan erradicar o controlar la especie invasora y las que permitan crear y mantener condiciones que eviten que ocurra una nueva invasión o que la especie invasora domine nuevamente el sitio restaurado, y estar seguros de que las medidas de erradicación o control no alteren el hábitat original de manera permanente.

MEDIDAS PARA LA RESTAURACIÓN

En términos de los factores que permiten la invasión de un ecosistema acuático, éstos ya han sido considerados con detalle en la presente obra, y van desde los procesos propios de la introducción de especies exóticas hasta las alteraciones del ecosistema que facilitan el establecimiento y posterior dominancia de la especie, ya invasora. En muchos casos, el proceso de invasión se ve facilitado por alteraciones en la dinámica del ecosistema, que crean condiciones propicias para la invasión, fenómeno conocido desde hace tiempo (Elton, 1958). Estas alteraciones incluyen cambios en las concentraciones de nutrimentos y en sus patrones espacio-temporales, alteraciones en la dinámica de deposición y remoción de sedimentos, en otras variables relevantes para el ecosistema como la turbidez, la temperatura y otros relacionados con los patrones de disturbio, y en el régimen hidrológico en su conjunto.

Por otro lado, las especies invasoras, una vez que su abundancia relativa es elevada, o que adquieren un papel dominante en las redes tróficas, pueden alterar la estructura y función del ecosistema a tal grado que las condiciones se vuelven completamente inadecuadas para la mayoría de las especies nativas que se encontraban antes de su establecimiento. Las alteraciones pueden ser de tal magnitud que el ecosistema sufre cambios de régimen que lo transforman completamente. Para ilustrar lo anterior podemos considerar especies como el carrizo (*Phragmites australis*), que incluso dentro de su área natural de distribución puede mostrar un comportamiento invasor si las condiciones son alteradas por las actividades humanas (Lynch y Saltonstall, 2002). El carrizo altera la microtopografía de los humedales que invade, pues su patrón de crecimiento y talla hace que crezca en las zonas profundas de los canales, reteniendo en el proceso sedimentos que causan el relleno de los humedales, eliminando las zonas con columnas de agua importantes para otras especies y alterando la dinámica hidrológica (Able *et al.*, 2003). En el caso de especies invasoras animales puede ocurrir que se vuelvan dominantes en términos de biomasa y, adicionalmente, que al tener hábitos alimentarios similares a los de diversas especies nativas ocurra una superposición de nicho (Zambrano *et al.*, 2010).

Es posible que una especie nativa poco abundante debido a su baja capacidad de competencia se vea beneficiada por el cambio en las condiciones ambientales y su comportamiento poblacional la convierta en una

especie invasora que llegue a perturbar las tramas tróficas bien establecidas. Es el caso de la fanerógama *Ruppia marítima*, la cual ha incrementado masivamente su presencia en el noroeste mexicano, lo que ha llegado a afectar la trama trófica de la tortuga prieta (*Chelonia mydas*) para sustituir especies que energéticamente representan un mejor recurso alimenticio, como *Zostera marina* (López-Calderón *et al.*, 2010). Además, el aumento de la abundancia de esta especie ha promovido que otras especies, éstas sí invasoras, la usen como ancla para ampliar su rango de distribución y causar potenciales impactos (Riosmena-Rodriguez y Méndez-Trejo, datos no publicados).

Considerando todo lo anterior, la restauración de ecosistemas acuáticos dominados por especies invasoras se dificulta, en primer lugar, porque se deben tomar medidas para controlarlas y, de manera simultánea o consecutiva, recuperar las características abióticas y bióticas del ecosistema que fueron alteradas antes y a lo largo del proceso de invasión. En segundo lugar, porque una vez lograda la recuperación de la estructura y función del ecosistema, será necesario crear o mantener las condiciones que excluyan la especie exótica del área o, cuando menos, si permanece, que sea como un componente minoritario de la biota (Fig. 1). Es posible que el paso más difícil sea la erradicación o control de

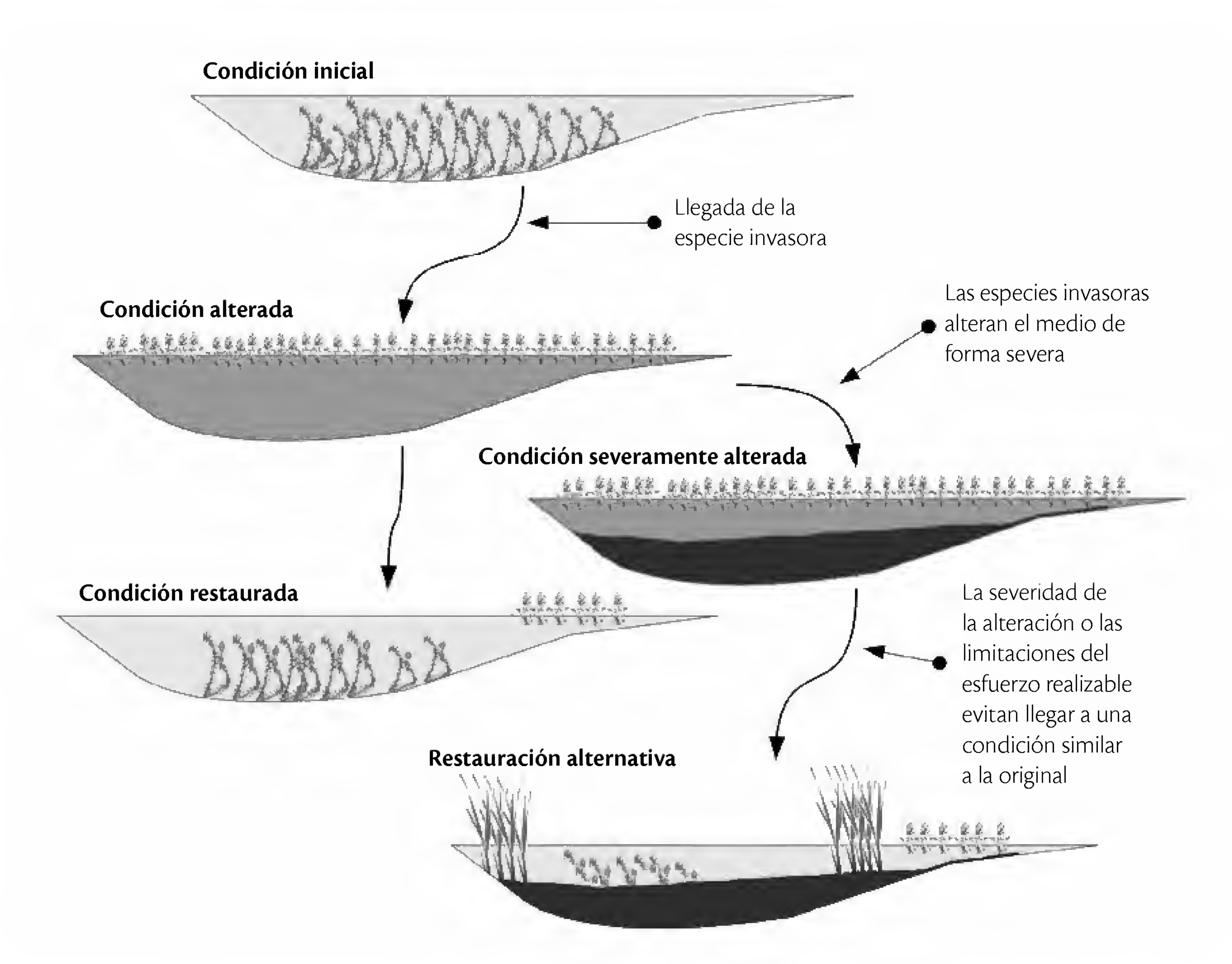


Figura 1. El proceso que sigue un ecosistema acuático que es invadido depende de sus características particulares y de las de la especie invasora. Ésta altera las condiciones del ecosistema, modificando factores abióticos y reduciendo o eliminando las poblaciones de las especies nativas que se encontraban en el sitio. Dependiendo de la trayectoria que siga el ecosistema, se puede llegar a un punto en el que las condiciones de degradación son severas. La restauración ecológica puede llevarse a cabo desde el punto en el que la condición del ecosistema, aunque alterada, no es severa, y en este caso se puede recuperar casi la totalidad de la estructura y función, con la salvedad de que la especie invasora no sea erradicable y se mantenga como un componente minoritario del sistema por medio del manejo posrestauración y del establecimiento de interacciones bióticas apropiadas. Cuando se altera severamente el ecosistema, la restauración ecológica podría llegar a un estado alternativo, dominado por especies nativas, pero diferente al original, en el que también es posible que la especie invasora perdure como un componente minoritario de la comunidad biótica.

la especie invasora, y la literatura al respecto es abundante (por ejemplo, véase Veitch y Clout, 2002; Clout y Williams, 2009). Sin embargo, es posible que en la mayoría de los casos sea imposible erradicar la especie invasora, ya sea porque implicaría un nivel de esfuerzo fuera del alcance de los responsables de llevar a cabo la restauración o porque no resulte técnicamente posible. De hecho, la erradicación es posible cuando se da una serie de condiciones que en general son difíciles de lograr, siendo la más importante una detección temprana de la presencia de la especie invasora (Mack *et al.*, 2000). El trabajo de erradicación en México se encuentra en fase de investigación de campo y no se tienen documentados ejercicios colectivos (donde participen tanto la academia como el sector social o el gubernamental) para una erradicación completa, salvo en el caso de algunas islas (p. ej. Aguirre -Muñoz *et al.*, 2008)

En cuanto al control, se pueden clasificar las estrategias en tres grandes grupos: las que se basan en medidas físicas de intervención, las que utilizan agentes químicos y las que aprovechan interacciones bióticas (cuadro 1). Aun cuando haya técnicas probadas disponibles, en ciertas circunstancias se deben buscar alternativas de erradicación o control, porque en ocasiones las técnicas disponibles pueden causar daño a otras especies presentes de manera natural en el ecosistema (Tsui y Chu, 2007) a las que no se les debe causar daño. Éste sería el caso de herbicidas e icticidas, que aunque han sido usados con éxito en muchas ocasiones (Ling, 2002; Chadderton *et al.*, 2003) pueden llegar a erradicar toda la comunidad de plantas o peces del ecosistema, incluyendo poblaciones de especies nativas amenazadas o vulnerables. También es posible que las técnicas disponibles representen un riesgo para las poblaciones humanas, como en el caso del carrizo (*Phragmites australis*). Es común controlar esta especie utilizando herbicidas, en particular glifosato. Sin embargo, es posible que algunas formulaciones de este herbicida no sean completamente seguras para las personas (Williams *et al.*, 2000). Cuando los ecosistemas acuáticos en los que esta especie es invasora son fuente de agua para poblaciones humanas, se deben encontrar alternativas para su control; una de ellas es la cosecha de las partes aéreas. La cosecha permite el control de la especie invasora y la recolonización de las zonas manejadas de esta manera por especies nativas (Escutia-Lara *et al.*, 2012). Al momento de seleccionar un método de control es recomendable considerar las necesidades y preferencias de las personas que de alguna manera estarán involucradas en el proceso, ya sea de manera activa o como posibles interesados. En el caso de *P. australis* que nos ocupa, la cosecha es adecuada desde la perspectiva ecológica pero también desde la social, pues en diversas regiones la especie es utilizada localmente para elaborar diferentes productos (Gerritsen *et al.*, 2009), y su adopción como materia prima en otras regiones es una posibilidad que permitiría un manejo posrestauración adecuado. En el caso de macroalgas marinas, la cosecha no

Cuadro 1. **Medidas de control de especies invasoras**

Categoría	*Características*	*Ventajas*	*Desventajas*
Mecánico	Los métodos han sido eficientes en ciertas circunstancias. Se han aplicado sobre todo para controlar especies vegetales. Modificar el medio de tal forma que perjudique a la especie invasora (por ejemplo, alterar los regímenes de inundación) es considerado una técnica de control mecánico.	Se puede reducir el daño a especies que no se desea controlar. Es más fácil obtener el apoyo de la población e incluso su cooperación.	No es adecuado para muchas especies que por su tamaño u otras características son difíciles de manejar manualmente; puede ser costoso en grandes áreas de difícil acceso.
Químico	Es el más usado en contextos agrícolas y para insectos.	Existe una gran variedad de productos, algunos con efectos muy específicos en las especies que se desea controlar.	Daños a especies nativas que no se desea afectar, daños a la población humana. Costos muy altos, en particular si la zona a tratar es grande. Los organismos que están bajo control pueden desarrollar resistencia con el paso del tiempo.
Biológico	Consiste en la introducción de un enemigo natural de la especie invasora.	En algunos casos se ha logrado controlar especies invasoras en grandes áreas con costos muy bajos. En otros, el control se ha logrado a largo plazo sin intervención humana, pues se establece una dinámica depredador-presa.	Puede ocurrir que la especie introducida como medio de control ataque especies nativas. Debido a que las especies que se introducen como control también sufrirán presiones evolutivas su monitoreo debe ser cuidadoso para determinar si pueden atacar especies nativas.

deberá producir alteraciones o remoción de invertebrados o peces asociados. Para peces invasores, la pesca también puede ser una opción de control ecológica y socialmente viable (Zambrano *et al.*, 2011).

Una vez reducida o erradicada la población de la especie exótica será necesario modificar las condiciones del ecosistema, de tal forma que sea adecuado para la recolonización o recuperación de las poblaciones de las especies nativas y que las nuevas condiciones, en la medida de lo posible, representen una barrera para la especie invasora (Lindig-Cisneros y Zedler, 2002). Es necesario llevar a cabo la identificación de las barreras abióticas, como pueden ser la topografía y microtopografía, condiciones del sustrato, la dinámica hidrológica y de nutrientes, y de las barreras bióticas, como la disponibilidad de diásporas (semillas o propágulos) de diversas especies, la existencia de rutas de migración, la presencia en cantidades suficientes de presas, simbiontes y el potencial de establecer interacciones biológicas. Una vez identificadas estas barreras se puede proceder a llevar a cabo las intervenciones necesarias para superarlas; nuevamente, la selección de las técnicas dependerá de consideraciones de tipo ecológico, económico y social.

En general, las medidas de restauración harán necesario modificar algunos de los factores físicos del ecosistema; en el caso de especies vegetales invasoras enraizadas, la topografía y microtopografía casi con seguridad requerirán algún tipo de intervención. También es posible que sea necesario reducir los impactos en las cuencas que afectan el ecosistema acuático en restauración, las más de las veces para reducir cargas de sedimentos y nutrientes. La introducción de individuos de especies vegetales y animales es necesaria en la gran mayoría de los casos. En caso de que la especie invasora haya causado extinciones locales, esta necesidad es obvia, pero aun cuando la o las especies nativas se encuentren aún presentes, es posible que incrementar rápidamente sus tamaños poblacionales sea una buena estrategia para crear barreras para el establecimiento de la especie invasora.

Una vez que se han llevado a cabo las intervenciones propias del proceso de restauración es necesario establecer las medidas de manejo que permitirán mantener el ecosistema en las condiciones o trayectoria deseadas. En el caso de ecosistemas que fueron invadidos, estas medidas de manejo incluirán de manera forzosa un proceso de monitoreo del ecosistema que permita saber si se sigue una trayectoria que lo lleve a condiciones similares a las que permitieron la invasión y si la especie invasora está recolonizando. En los casos en que no fue posible eliminarla por completo, el monitoreo de la o las poblaciones remanentes es indispensable para asegurar que se mantenga como un componente minoritario de la comunidad biótica mediante un programa de control permanente.

REFERENCIAS

Able, K.W., S.M. Hagan y S.A. Brown. 2003. Mechanisms of marsh habitat alteration due to *Phragmites*: Response of young-of-the-year mummichog (*Fundulus heteroclitus*) to treatment for *Phragmites* removal. *Estuaries* **26**:484-494.

Aguirre-Muñoz, A., L. Luna Mendoza y J. Toro Benito. 2008. Conservación y restauración de la isla Guadalupe, en V. Cervantes, J. Carabias, V. Arriaga *et al.* Evolución de las políticas públicas de restauración ambiental, en *Capital natural de México*, vol. III: *Políticas públicas y perspectivas de sustentabilidad*. Conabio, México, pp 208-209.

Carlton, J.T. 1989. Man's role in changing the face of the ocean: Biological invasions and implications for conservation of near-shore environments. *Conserv. Biol.* **3**:265-273.

Chadderton, L., S. Kelleher, A. Brow, T. Shaw, B. Studholme y R. Barrier. 2003. Testing the efficacy of rotenone as a piscicide for New Zealand pest fish species, en *Managing invasive freshwater fish in New Zealand*. Proceedings of a workshop hosted by Department of Conservation, 10-12 de mayo de 2001, Hamilton, pp. 113-130.

Clout, M.N., y P.A. Williams. 2009. Invasive species management: A handbook of principles and techniques. Oxford University Press.

Elton, C.S. 1958. The ecology of invasions by animals and plants. Methuen and Co. Ltd., Londres.

Escutia-Lara, Y., S. Lara-Cabrera, M. Gómez-Romero y R. Lindig-Cisneros. 2012. Common reed (*Phragmites australis* Cav. Trin ex. Steud.) harvest as a control method in a Neotropical wetland in western México. *Hidrobiologica* **22**:99-105.

Gerritsen, P.R.W., C. Ortiz-Arrona y R. González-Figueroa. 2009. Popular usage, tradition and exploitation of reed: A case study in the south coast of Jalisco, Mexico. *Econ. Soc. Territ.* **9**:185-207.

Lindig-Cisneros, R., y J.B. Zedler. 2002. *Phalaris arundinacea* L. seedling establishment: Effects of canopy complexity in fen, mesocosm and restoration experiments. *Can. J. Bot.* **80**:617-624.

Ling, N. 2002. Rotenone: A review of its toxicity and use for fisheries management. Science for Conservation 211. Department of Conservation, Wellington, Nueva Zelanda.

López-Calderón, J., R. Riosmena-Rodríguez, J.M. Rodríguez-Baron, J. Carrión-Cortez, J. Torre-Cosio, A. Meling-López, G. Hinojosa-Arango, G. Hernández-Carmona y J. García-Hernández. 2010. Outstanding appearance of *Ruppia maritima* along Baja California Sur, Mexico, and its influence in trophic networks. *Mar. Biodiversity* **40**:293-300.

Lynch, E.A., y K. Saltonstall. 2002. Paleoecological and genetic analyses provide evidence for recent colonization of native *Phragmites australis* populations in a Lake Superior wetland. *Wetlands.* **22**:637-646.

Mack, R.N., D. Simberloff, W.M. Lonsdale, H. Evans, M. Clout y F. Bazzaz. 2000. Biotic invasions: Causes, epidemiology, global consequences and control. *Issues in Ecology* **5**:2-20. Disponible en: <*www.esa.org/science/Issues/FileEnglish/issue5.pdf*> (consultada en julio de 2012).

National Research Council. 2001. Compensating for wetland losses under the Clean Water Act. National Academy Press, Washington, DC.

SER. 2004. *The SER International Primer on Ecological Restoration*. Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group, Tuson. Disponible en: <*www.ser.org/content/ecological_restoration_primer.asp*> (consultada en julio de 2012).

Tsui, M.T.K., y L.M. Chu. 2007. Environmental fate and non-target impact of glyphosate-based herbicide (Roundup®) in a subtropical wetland. *Chemosphere* **71**:439-446.

Veitch, C.R., y Clout, M.N. 2002. Turning the tide: The eradication of invasive species. Ocasional paper of the UICN Species Survival Commission, No. 27. <*www.issg.org/pdf/publications/turning_the_tide.pdf*> (consultada en julio de 2012).

Williams, G.M., R. Kroes e I.C. Munro. 2000. Safety evaluation and risk assessment of the herbicide roundup and its active ingredient, Glyphosate, for humans. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* **31**(2):117-165.

Zambrano, L., E. Valiente y M.J. Vander Zanden. 2010. Food web overlap among native axolotl (*Ambystoma mexicanum*) and two exotic fishes: Carp (*Cyprinus carpio*) and tilapia (*Oreochromis niloticus*) in Xochimilco, Mexico City. *Biol. Invasions.* **12**:3061-3069.

Zambrano, L., F. Cordova-Tapia, J.P. Ramírez Herrejón, V. Mar-Silva, L. Bustamante, T. Camargo y E. Bustamante. 2011. Las especies exóticas en el lago de Pátzcuaro Michoacán, México, en R. Huerto Delgadillo, S. Vargas-Velázquez Ortiz y C. Paniagua (eds.), *Estudio ecosistémico del lago de Pátzcuaro.* 133-156 IMTA, México.

Zedler, J.B. 1999. The ecological restoration spectrum, en W. Streever (ed.), *An international perspective on wetland rehabilitation.* Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

Zedler, J.B., y S. Kercher. 2004. Causes and consequences of invasive plants in wetlands: Opportunities, opportunists, and outcomes. *Crit. Rev. Plant Sci.* **23**:431-452.

30 NUEVOS ENFOQUES Y ACCIONES NECESARIAS

Roberto Mendoza Alfaro,* Carlos Aguilera González, Jesús Montemayor Leal, Ivonne Bustamante Moreno, Martha Valdez Moreno y Manuel Elías-Gutiérrez

* Autor para recibir correspondencia: <roberto.mendoza@yahoo.com>

Mendoza, R. C. Aguilera, J. Montemayor, I. Bustamante, M. Valdez y M. Elías-Gutiérrez. 2014. Nuevos enfoques y acciones necesarias, en R. Mendoza y P. Koleff (coords.), *Especies acuáticas invasoras en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, pp. 507-520.

RESUMEN

Dentro de las estrategias para combatir las especies invasoras destaca la domesticación de las nativas, acción emprendida por varias instituciones del país como una línea de acción clave para la repoblación de los ecosistemas y el fortalecimiento de la resiliencia de los mismos. Otro aspecto fundamental son las reintroducciones y traslocaciones con fines de conservación. Estas acciones requieren particular cuidado y es necesario seguir lineamientos ya probados para evitar repercusiones negativas sobre el ecosistema y asegurar la supervivencia e integración de las especies reintroducidas. Por otra parte, un importante objetivo para evitar las invasiones, una vez que las medidas preventivas no han sido suficientes, es la detección temprana de las especies exóticas, en donde interviene el monitoreo continuo de las áreas y las capacidades taxonómicas para la identificación precisa de las especies exóticas. Por otra parte, la respuesta rápida para frenar las invasiones incipientes es crucial, para lo que se requiere un plan de contingencia que determine la acción a tomar cuando se ha encontrado una especie exótica invasora, como lo especifica el Sistema de Comando de Incidentes, que ha sido exitoso en el medio acuático. Entre las nuevas tecnologías para la detección temprana de especies exóticas se encuentran los códigos de barras, basados en el gen mitocondrial COI para animales, mat K y Rbcl para plantas, y dos subunidades del ITS para hongos. Entre los ejemplos de aplicación de estas nuevas tecnologías en México está el pez león, en el que fueron utilizadas para identificar las especies y sus presas. Finalmente, entre las opciones de control, aunque sobresalen los métodos químicos y mecánicos, recientemente han emergido interesantes medidas de control como la producción de poblaciones monosexuales de peces e invertebrados y diferentes estrategias basadas en la manipulación genética, como la tecnología del gen "sin hijas" y la del cromosoma troyano Y.

ABSTRACT

Among the strategies to fight invasive species, the domestication of native species is a key action line to repopulate ecosystems and strengthen their resilience. In this regard, there are several institutions in the country that have achieved significant accomplishments with some native species. Other key components are re-introductions and translocations for conservation purposes. These actions require special care and proven guidelines should be followed to avoid negative impacts on the ecosystem and ensure the survival and integration of reintroduced species. Moreover, one of the major objectives to prevent invasions, once preventive measures are not enough, is the early detection of exotic species for which the continuous monitoring of sensitive areas and taxonomic capacities for the precise identification of alien species are paramount. In addition, the rapid response to stop incipient invasions is crucial and requires the establishment of a contingency plan to determine actions to be taken when an invasive alien species is found, as specified by the Incident Command System, which has been successful in the aquatic environment. Among the new technologies for early detection of exotic species are barcodes based on the mitochondrial gene COI for animals, mat K and Rbcl for plants, and two ITS subunits for fungi. An example of the application of these new technologies in Mexico is the lionfish, where they were used to identify the species and their preys. All these new methods can be used for early detection and thus to prevent the introduction of exotic species. Finally, there are various control alternatives among which chemical and mechanical methods are best known, although recently interesting biological control measures have emerged, such as the production of fish and invertebrate monosexual populations and different strategies based on genetic engineering such as the "daughterless" gene technology and the Trojan Y chromosome.

INTRODUCCIÓN

Aunque son numerosos los aspectos importantes a resolver en el futuro inmediato, en relación con las especies exóticas, existen algunos que presentan cierto grado de avance o que están por iniciarse. Entre éstos se encuentra la sustitución paulatina de especies exóticas por especies nativas de valor comercial, la reintroducción de especies nativas en su área de distribución original, planes de detección temprana y respuesta rápida y algunas posibles acciones de erradicación. El presente capítulo pretende presentar el panorama actual de estos aspectos.

NECESIDAD DE DOMESTICACIÓN DE ESPECIES NATIVAS CON FINES DE REPOBLACIÓN

El desarrollo acuícola de las diferentes especies nativas de México alcanza diversos grados de avance para un reducido número de ellas, comparado con la riqueza biológica de México. La razón de esto es que tradicionalmente se ha dado mayor atención a las especies exóticas que llegaron al país acompañadas de su paquete tecnológico. Sin embargo, se han hecho aportaciones importantes con las especies nativas, ya sea porque se ha identificado su potencialidad dada la existencia de un mercado generado por el recurso silvestre o porque se ha temido por la posible desaparición de especies desplazadas por las introducidas (Rojas y Mendoza, 2000). Como parte de la problemática en torno a las especies invasoras, un aspecto crucial, como se ha visto en capítulos anteriores, es la restauración ecológica; dentro de ésta, la repoblación con especies nativas es clave, ya que de esta manera se restaurarían las redes tróficas originales y los ecosistemas podrían adquirir mayor resiliencia. Por otra parte, la domesticación de especies nativas y su cultivo también constituyen un objetivo comercial que permitiría disminuir la presión sobre las poblaciones silvestres de las mismas especies y contar con nuevas alternativas comerciales para sustituir paulatinamente las especies exóticas que se cultivan hoy.

La domesticación es el proceso por medio del cual una población de una determinada especie pierde, adquiere o desarrolla ciertos caracteres morfológicos, fisiológicos o de comportamiento, los cuales son heredables y, además, son el resultado de una interacción prolongada y de una selección por parte del hombre en caso de querer obtener beneficios de dichas modificaciones (Denis, 2012). El proceso de domesticación implica, al menos, la capacidad que pueden tener aquellos organismos de interés para vivir la mayor parte del ciclo de vida en condiciones artificiales y muchas de las veces puede incluir adaptaciones genéticas al hacinamiento, manipulación y consumo de dietas artificiales. Normalmente, también es de esperarse un mejoramiento genético, con la finalidad de alcanzar un mayor crecimiento, modificar la forma del cuerpo y disminuir los efectos producidos por el estrés (FAO/PNUMA, 1984).

Los principales puntos críticos que surgen durante la domesticación de una especie están relacionados de manera directa con los criterios de selección de las especies y se dividen en etapas que van desde la formación de un lote de reproductores hasta la sanidad en el cultivo, pasando por la obtención de desoves, cultivo larvario y crecimiento hasta la talla comercial, entre otras.

CRITERIOS DE SELECCIÓN DE ESPECIES PARA ACUICULTURA

Como primera aproximación, es necesario definir la especie que se pretende domesticar, tomando en cuenta aquellas características deseables que ésta debe tener para ser sometida al proceso de domesticación. El Instituto Francés de Investigación para la Explotación del Mar (Ifremer), institución pionera en el mundo en el desarrollo de tecnología para acuicultura, definió los siguientes criterios para la selección de especies de peces susceptibles de ser sometidas a cultivo (Aquacop y Calvas, 1989): 1] facilidad o capacidad de reproducción y desove en cautiverio; 2] posibilidad de realizar el cultivo masivo de larvas; 3] adaptación y crecimiento con dietas artificiales, y 4] capacidad de crecer al ser mantenida en altas densidades.

Sin embargo, resulta difícil encontrar todas estas características en la mayoría de las especies que hasta ahora han sido seleccionadas para la acuicultura.

Domesticación de especies nativas en México

En México se han producido diversas tecnologías para la domesticación y cultivo de las especies nativas. Dentro de éstas destacan las desarrolladas para la do-

mesticación de la totoaba (*Totoaba macdonaldi*) por investigadores de la Universidad Autónoma de Baja California (UABC); de los pescados blancos y charales del género *Chirostoma*, por investigadores de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, del Instituto Nacional de Pesca (Inapesca) y del Instituto Politécnico Nacional (IPN); de la acúmara (*Algansea lacustris*), por investigadores del Inapesca; del catán (*Atractosteus spatula*) por investigadores de la Universidad Autónoma de Nuevo León (UANL); de la cabrilla arenera (*Paralabrax maculatofasciatus*), por investigadores de varias instituciones de La Paz, Baja California, de la Universidad Autónoma de Baja California Sur (UABCS), el Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas del IPN (Cicimar-IPN) y el Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste (Cibnor); del huachinango (*Lutjanus peru*), por investigadores del Cicimar-IPN; del pámpano (*Trachinotus carolinus*) y la palometa (*Trachinotus falcatus*), por investigadores de la Universidad Autónoma de Campeche; del botete (*Sphoeroides annulatus*), por investigadores del CIAD-Mazatlán (Centro de Investigaciones en Alimentación y Desarrollo); del lenguado de California (*Paralichthys californicus*), por investigadores del CICESE (Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada); de la langosta roja de California (*Panilurus interruptus*), por investigadores del CICESE y la UABC; de los abulones: abulón azul, abulón rojo, abulón amarillo (*Haliotis fulgens, H. rufescens, H. corrugata*), por investigadores de la UABCS; del caracol púrpura o de tinte (*Plicopurpura pansa*), por investigadores de la Universidad Autónoma de Nayarit; de la almeja catarina, el callo de hacha, la almeja mano de león (*Argopecten ventricosus, Atrina maura, Lyropecten subnodosus*) y de los erizos rojo y morado (*Strongylocentrotus franciscanus, S. purpuratus*), por investigadores del Cibnor; de ranas (*Rana megapoda, R. montezumae*) y cocodrilos (*Crocodylus acutus, C. moreletii*), por investigadores de la Universidad de Guadalajara.

REINTRODUCCIONES Y TRASLOCACIONES CON FINES DE CONSERVACIÓN

Una vez que se han domesticado las especies nativas y se planea reintroducirlas en donde fueron extirpadas o en donde sus poblaciones han declinado drásticamente, es necesario tomar precauciones y seguir lineamientos específicos para que no se presenten repercusiones negativas sobre el ecosistema y asegurar la supervivencia y el establecimiento de las nuevas poblaciones. Una organización que ha estado activa en este tema desde 1987, y que ha dejado clara su posición sobre el movimiento de especies con fines de conservación, es la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN). De acuerdo con las guías de reintroducción de especies de la UICN (1998) el principal propósito de cualquier reintroducción es establecer una población viable, libre en la naturaleza, de una especie, subespecie o raza que ha sido global o localmente extinta o extirpada. Los organismos a ser reintroducidos en el antiguo hábitat natural de la especie deben requerir un mínimo manejo a largo plazo.

Los objetivos de una reintroducción pueden incluir: el incremento de la supervivencia a largo plazo de una especie; la finalidad de restablecer una especie clave (en el sentido ecológico o cultural) en un ecosistema; el mantenimiento o restauración de la biodiversidad natural; proporcionar beneficios económicos a largo plazo a la economía local o nacional; promover la conciencia de conservación, o una combinación de éstos.

La reintroducción se deberá llevar a cabo por un equipo multidisciplinario, preferentemente constituido por personas con experiencia en la reintroducción de esa especie o una similar. Entre las primeras acciones será necesario determinar el estatus taxonómico real de los individuos (de preferencia respaldados por estudios de genética molecular) que se reintroducirán. De preferencia, deberán ser de la misma subespecie o raza que fue extirpada, a menos de que ya no existan más individuos. Se requieren igualmente estudios detallados de la biología de la especie para determinar sus necesidades críticas; estos estudios deben cubrir las preferencias de hábitat de las especies, variaciones y adaptaciones a las condiciones ecológicas locales, tamaño del área de distribución, requerimientos nutricionales y de refugio, comportamiento alimentario, depredadores y enfermedades. El entendimiento del efecto de la reintroducción en el ecosistema será importante para predecir el éxito de las poblaciones reintroducidas. Se deberá modelar el crecimiento de la población de acuerdo con diferentes condiciones para considerar el número y la composición de individuos que se deben liberar por año y estimar el número de años necesarios para el establecimiento de una población viable.

El sitio debe pertenecer al área de distribución histórica de la especie. En caso de una reintroducción no deben existir individuos remanentes de la especie para evitar la transmisión de enfermedades, perturbaciones

sociales o introducción de genes exóticos. El área de reintroducción deberá tener una protección asegurada a largo plazo. También es importante la identificación y eliminación o reducción a un nivel suficiente de las causas del descenso de las poblaciones, que podrían incluir enfermedades; cacería o pesca excesiva; contaminación; intoxicación; competencia o depredación por especies introducidas; pérdida de hábitat; efectos adversos de los programas de investigación o manejo anteriores. Si el sitio de liberación ha sufrido una degradación considerable causada por la actividad humana, se debe iniciar un programa de restauración del hábitat antes de efectuar la reintroducción.

Es deseable que las poblaciones que se reintroducirán provengan del medio natural. En el caso de utilizar poblaciones cultivadas, éstas deberán haber sido manejadas de manera apropiada, tanto demográfica como genéticamente. Cuando los animales provengan de otras regiones, se deberá asegurar que se encuentren libres de enfermedades y pasar los protocolos cuarentenarios obligatorios.

Finalmente, las reintroducciones son en general proyectos a largo plazo que requieren el compromiso de un financiamiento también a largo plazo. Igualmente, es deseable llevar a cabo un estudio socioeconómico de los impactos, costos y beneficios del programa de reintroducción. Una vez realizadas las reintroducciones es necesario el monitoreo continuo para la evaluación de las poblaciones.

Con estas guías, la UICN reporta la reintroducción exitosa de siete especies de peces y tres de anfibios en 2008 (Soorae, 2008), todas en países diferentes, y seis especies de peces y cinco de anfibios en 2010 (Soorae, 2010).

No obstante, en las guías más recientes (IUCN, 2011) se hicieron modificaciones considerando el cambio climático. Partiendo del principio de que si el cambio climático (u otro factor importante) amenaza previsiblemente una especie en peligro de extinción en su ubicación actual, una de las opciones será moverla deliberadamente a sitios donde las condiciones se consideran más adecuadas o puedan serlo en el futuro. Lamentablemente, esos sitios estarán a menudo fuera del área de distribución original conocida o inferida de la especie y esto conlleva el riesgo de que la especie traslocada, independientemente de las intenciones de conservación, pueda volverse invasora. De aquí que las traslocaciones deban ser justificadas al ser comparadas con soluciones alternativas, que pueden incluir el incremento de la disponibilidad de hábitat por medio de la restauración, conectividad, establecimiento de corredores o protección. Si hubiera que traslocarla, se sugiere modelizar el comportamiento de la especie en diferentes escenarios de cambio climático, para asegurarse de que no causará impactos negativos.

NECESIDAD DE ESTABLECIMIENTO DE PLANES DE DETECCIÓN TEMPRANA Y RESPUESTA RÁPIDA

La prevención es deseable, pero no siempre es posible. En efecto, las medidas de prevención para evitar la introducción de especies invasoras son fundamentales; no obstante, es necesario estar preparados para actuar cuando estas medidas fallan. Este tipo de planes proporcionan directrices para responder rápidamente a las invasiones incipientes en un esfuerzo por erradicar las especies invasoras acuáticas antes de que se establezcan. Este enfoque se basa en un proceso de monitoreo periódico para permitir la detección temprana de una introducción. Por otra parte, la respuesta rápida proporciona la mayor probabilidad de erradicar una invasión incipiente, y de no ser posible la erradicación, también ofrece la mayor probabilidad de contención efectiva. Adicionalmente, gracias a la respuesta rápida se puede detener la expansión del área de distribución natural de algunas especies y evitar la necesidad de costosos esfuerzos de control a largo plazo. Sin embargo, organizar una respuesta apropiada requiere análisis y coordinación significativa.

Un obstáculo importante para la respuesta rápida es que México carece de un sistema nacional integral para responder rápidamente ante las especies invasoras recién detectadas y que abarque las invasiones de todos los tipos de especies, las que afectan zonas acuáticas, praderas y bosques, así como cultivos y ganado. Sin un sistema de este tipo es menos probable resolver los problemas que han obstaculizado cualquier esfuerzo pasado de respuesta rápida. Además, un sistema nacional ayudaría a asegurar que las especies invasoras que afectan áreas naturales recibirán una atención acorde con sus riesgos (GAO, 2001). Sin embargo, esta tarea no será nada fácil, ya que dependerá de la eficiencia de las autoridades estatales para detectar y responder a las invasiones, lo que seguramente diferirá entre los estados debido a aspectos políticos, económicos, geográficos, así como factores biológicos y culturales (TNC-ELI, 2007). Como resultado, cada estado requiere un análisis individualizado de sus capacidades para

enfrentar a las especies invasoras y de la presencia y coordinación de instituciones que pudieran limitar los poderes de los organismos estatales para utilizar ciertas estrategias de respuesta.

Entre otras cosas, un sistema de este tipo podría proporcionar una planificación integrada que implicara: 1] la promoción de alianzas; 2] la coordinación del financiamiento; 3] el establecimiento de prioridades de respuesta, asistencia y otros recursos, y 4] la orientación sobre las medidas de respuesta efectiva.

De acuerdo con el National Invasive Species Council (NISC, 2008), un plan de detección temprana y respuesta rápida (DTRR) eficaz depende de la capacidad oportuna para contestar preguntas críticas como:

a] Cuál es la especie de preocupación, y si se ha identificado ésta de manera precisa.
b] Dónde se encuentra y cuáles son las probabilidades de propagarse.
c] Qué impactos negativos puede generar la especie.
d] Qué acciones (si hubiera alguna) se deberían tomar.
e] Quién tiene los recursos y la autoridad necesaria.
f] Cómo se financiarán estos esfuerzos.

La DTRR requiere la colaboración entre agencias federales, estatales, gobiernos locales, organizaciones de la sociedad civil, el sector privado y el académico.

Existen tres componentes principales en la DTRR: la detección temprana (DT), la evaluación rápida (ER) y la respuesta rápida (RR).

Existen diferentes sistemas de DTRR: están por ejemplo los desarrollados por el Servicio de Inspección de Salud de Plantas y Animales del Departamento de Agricultura de Estados Unidos (APHIS-USDA), los del Servicio Forestal del Departamento de Agricultura de Estados Unidos (FS-USDA), los del Comité Federal Interagencias para el Manejo de Malezas Exóticas Nocivas (FICMNEW), el de la Ley sobre el Control e Investigación de Florecimientos Algales Nocivos e Hipoxia (HABHRCA), el del Plan de Contingencia Nacional para la Contaminación por Petróleo y Sustancias Peligrosas implementado por el Centro y el Equipo Nacionales de Respuesta de Estados Unidos (NOHSPCP) y el Sistema de Comando de Incidentes, que es utilizado por diversas oficinas federales y estatales de Estados Unidos (Worral, 2002).

La detección temprana. La primera etapa en la DTRR es la localización de las poblaciones de especies invasoras. Es de suma importancia que las especies sean identificadas de forma precisa, y se deben determinar los límites de las invasiones. Estos esfuerzos esenciales de DT requieren recursos, planificación y coordinación. Las especies invasoras a menudo se detectan por casualidad, pero también pueden ser detectadas por individuos capacitados mediante la inspección y el monitoreo de especies invasoras en áreas específicas. El monitoreo de las áreas, las capacidades taxonómicas y el monitoreo de las especies proporcionan la información necesaria para establecer la distribución exacta. En este contexto, la generación de mapas y otra información ecológica y biológica son críticos para las acciones de planificación y respuesta (NISC, 2008).

Uno de los retos futuros que se deben resolver en el corto plazo en el estudio, análisis y acciones de erradicación de las especies invasoras es el uso del monitoreo *ad hoc*, como una herramienta determinante cuando se quiere medir cuál es el impacto y su magnitud en las poblaciones y el hábitat de las especies nativas. El monitoreo es también una herramienta de evaluación del éxito de las acciones de erradicación que se lleven a cabo, así como del proceso de restauración de las poblaciones afectadas y de su entorno. Por otra parte, el monitoreo permite realizar el análisis del manejo adaptativo y en consecuencia tomar decisiones de conservación, manejo y prevención de la presencia de especies invasoras, sobre todo en las áreas naturales protegidas, que son zonas del territorio nacional con ambientes originales que no han sido significativamente alteradas por las actividades antropogénicas y cuyos ecosistemas y biodiversidad requieren ser conservados.

Para llevar a cabo un programa de monitoreo exitoso es fundamental que en el proceso de diseño se definan en principio, la(s) pregunta(s) clave que se quiere(n) responder mediante el uso de esta herramienta, y es alrededor de la(s) pregunta(s) como se definirán los objetivos, la metodología y los indicadores, y de aquí derivarán los análisis y la interpretación de los resultados obtenidos que permitirán diseñar las estrategias de manejo, conservación, restauración y protección, y también de pronóstico, cuando la serie de tiempo-espacio del monitoreo así lo permita. Aunado a la pregunta(s) clave, es indispensable contar con una línea base de datos relacionados. De esta manera, los directores de los sitios protegidos o áreas silvestres estarán en condiciones de tomar decisiones de conservación, restauración y protección de las especies nativas y de sus hábitats, de manejo de las especies invasoras y de predicción de futuros escenarios.

Considerando que no todas las especies se establecerán y que sólo un pequeño porcentaje de las que lo harán se tornará invasivo, el monitoreo deberá centrarse en las especies que pudieran ser invasoras en ambientes similares o en especies que han sido erradicadas con éxito antes. Algo que complica el monitoreo es el hecho de que los métodos para detectar especies difieren entre grupos taxonómicos, y su éxito dependerá en gran medida de librar las dificultades taxonómicas y lo conspicuas que sean las especies. Por otra parte, el monitoreo y las inspecciones se pueden restringir a sitios clave, por ejemplo, áreas de alto valor de conservación, áreas dentro del área de distribución de especies altamente amenazadas y en puntos de entrada de alto riesgo como los puertos y aeropuertos. El inconveniente de estos monitoreos es que sólo el personal bien adiestrado será capaz de identificar especies exóticas de varios grupos taxonómicos. De aquí que el personal encargado del monitoreo y de las inspecciones deba ser capacitado. La formación del personal debe incluir el desarrollo de conocimiento taxonómico, uso de bases de datos y servicios de identificación, y métodos de monitoreo para los diferentes grupos. La formación podría ser por medio de cursos organizados en el país o en el extranjero con la participación de expertos. De manera complementaria, la educación pública debe centrarse en grupos que utilicen o estén familiarizados con el entorno natural, como pescadores, acuicultores, agricultores, operadores turísticos y público interesado. Estas campañas de educación pueden promoverse en los medios de comunicación o por medio de carteles e interacciones personales (Wittenburg y Cock, 2001).

Finalmente, algo que no sólo es deseable sino necesario, es lograr internalizar en los procesos institucionales el monitoreo como una herramienta para evaluar los programas de conservación de los ecosistemas y su biodiversidad. Sin embargo, la asignación de recursos, las capacidades taxonómicas y de monitoreo para la DTRR de las especies invasoras aún son escasos en el país.

La evaluación rápida. Esta etapa comprende las acciones necesarias para determinar la respuesta apropiada, que incluye la distribución actual y potencial de la especie exótica. El proceso de ER identifica las opciones para frenar especies invasoras, la estrategia general y establecer un calendario para llevar a cabo las acciones y proporcionar información fidedigna al público. La planificación anticipada que prevé las invasiones y toma en cuenta los problemas transjurisdiccionales acelera en gran manera los esfuerzos (NISC, 2008).

La respuesta rápida. La respuesta rápida constituye un esfuerzo sistemático para erradicar o contener especies invasoras mientras todavía están localizadas las invasiones. La RR puede abordar introducciones totalmente nuevas o la expansión de invasiones de especies previamente establecidas. El cumplimiento puntual es clave para la RR. Es fundamental movilizar rápidamente recursos para controlar de forma enérgica una invasión antes de que se establezca ampliamente la especie. Muchos esfuerzos de RR son dirigidos por funcionarios estatales o locales que trabajan con propietarios privados. Las invasiones pueden agotar pronto los recursos locales, por lo que resulta imperativo compartir recursos entre los límites jurisdiccionales, formar asociaciones estratégicas y agilizar el acceso a planes, fondos y recursos técnicos (NISC, 2008).

Una parte crucial de la RR es un plan de contingencia que determine la acción a seguir cuando se ha encontrado una especie exótica invasora. Dada la diversidad de posibles nuevas incursiones, un plan inicial deberá ser bastante general. Deberá contener de manera abreviada los usuarios y expertos que necesitan ser contactados para un plan de acción más detallado. Por otra parte, los planes de contingencia orientados a especies invasoras de alto riesgo específicas pueden ser muy eficaces, con una agenda exacta de lo que se debe hacer.

Es importante que para que un plan de contingencia pueda funcionar, el equipo necesario esté en perfectas condiciones y en el lugar designado. Las instituciones pertenecientes al gobierno responsables de las bioinvasiones deberán gestionar los fondos de contingencia disponibles para el control o erradicación de emergencia (Wittenburg y Cock, 2001).

Una de las estrategias actuales más eficaces y probadas en el ambiente acuático para responder a las bioinvasiones es el Sistema de Comando de Incidentes (Incident Command System, SCI), una estructura de mando temporal formalizada, dirigida por las acciones y específicamente diseñada para responder ante incidentes. Se ha ganado una buena reputación como una herramienta de respuesta a "todo riesgo, todo peligro". Este sistema fue originalmente desarrollado por el Servicio Forestal de Estados Unidos y ahora es el sistema recomendado por la Aquatic Nuisance Species Task Force

RECUADRO 1. RESPUESTA RÁPIDA PARA LA ERRADICACIÓN DE *CAULERPA TAXIFOLIA*

Cuando el alga marina invasora *Caulerpa taxifolia* fue descubierta el 12 de junio de 2000 en la laguna de Agua Hedionda en California, ya existía una alerta sobre los riesgos y posibles impactos al medio ambiente debido a una historia de 15 años de propagación en el Mediterráneo. Además, esta cepa ya había sido colocada en la lista federal de malezas de Estados Unidos en 1999. Este conocimiento facilitó mucho el consenso y el establecimiento de metas claras de erradicación entre un gran número de agencias federales, estatales y locales, así como los grupos privados y organizaciones no gubernamentales que se convirtieron en el "Equipo de Acción de *Caulerpa* de California del Sur" (EACCS). La capacidad de iniciar rápidamente la contención y el control a tres semanas del descubrimiento fue habilitada por 1] la notificación oportuna del "hallazgo"; 2] el personal proactivo de la Junta Regional de Control de Calidad del Agua de San Diego, que consideró esta invasión equivalente a un derrame de petróleo, por lo que de inmediato fueron liberados los fondos de emergencia, y 3] la movilización de los equipos de buzos de campo que ya trabajaban en la zona. Recursos adicionales de la planta de energía eléctrica Cabrillo Power y finalmente una serie de subvenciones federales (National Oceanic and Atmospheric Administration-Fisheries), fondos del Estado y aportaciones de organizaciones no gubernamentales sostuvieron el programa. Por conducto de los miembros del EACCS se identificaron aspectos legales y se resolvieron en reuniones que incluyeron recomendaciones para cambios en el acceso del público y el uso de la laguna. El eslabón más débil en la cadena de acción era la ausencia de un "organismo rector" claramente responsable, con la autoridad para actuar y utilizar fácilmente los fondos disponibles.

Debido a lo anterior, el EACCS se convirtió en el principal organismo y, por conducto de sus miembros, proporcionó el impulso, la experiencia y la voluntad política de hacer lo que era necesario. Por medio del EACCS fueron ejercidos tres componentes esenciales sobre el problema: *a*] experiencia y conocimiento sobre la biología de *C. taxifolia*; *b*] el conocimiento sobre los usos, propiedad y características del sitio infestado, y *c*] conocimiento y experiencia en la implementación de la erradicación de la planta acuática. Estos componentes, combinados con los recursos necesarios (aprox. un millón de dólares por año) resultaron en la contención, tratamiento y excelentes progresos hacia la eventual eliminación del alga de Agua Hedionda. La exitosa respuesta rápida a otras especies acuáticas invasoras requerirá similar disposición a actuar y acceso inmediato a una financiación adecuada.

Síntesis a partir de Anderson, 2005

de ese país; otras agencias como Homeland Security, EPA y NOAA utilizan el SCI como respuesta para enfrentar incidentes de derrames de petróleo y desastres naturales. El uso del comando unificado y de una terminología en común permite la comunicación y coordinación entre organismos y jurisdicciones.

Algunos beneficios del SCI son: 1] es organizacionalmente flexible y puede crecer o hacerse más pequeño, para satisfacer las necesidades de incidentes de cualquier tipo y tamaño; 2] está lo suficientemente estandarizado, por lo que el personal de una gran variedad de dependencias y diversas ubicaciones geográficas podrá rápidamente unirse en una estructura de gestión común; 3] las dependencias pueden utilizar el sistema sobre una base diaria para situaciones rutinarias, así como para emergencias graves, y 4] es rentable.

Sin una estructura de mando, las dependencias que están cooperando en una respuesta rápida a menudo experimentan dificultades debido a una autoridad ambigua, el choque de culturas organizacionales, cuestiones de jurisdicción, mala asignación de recursos, etcétera.

La organización del SCI está construida alrededor de cinco funciones principales:

- *Comando*. Establece objetivos y prioridades, tiene toda la responsabilidad en el incidente o evento.
- *Planificación*. Desarrolla el plan de acción para lograr el cumplimiento de los objetivos, recopila y evalúa la información, mantiene el estado del recurso.
- *Operaciones*. Realiza operaciones tácticas para llevar a cabo el plan, desarrolla los objetivos tácticos y la organización, además de dirigir todos los recursos.
- *Logística*. Proporciona apoyo para satisfacer las necesidades para enfrentar el incidente, proporciona recursos y todos los demás servicios necesarios.
- *Finanzas y administración*. Monitorea los costos relacionados con el incidente, proporciona la contabilidad, adquisiciones, registro del tiempo, análisis de costos.

En un pequeño incidente, todas estas actividades pueden ser manejadas por una sola persona (el comandante de incidente). Si las necesidades crecen, se agre-

gan personas. Una directriz de funcionamiento básico de SCI consiste en que la persona en la parte superior de la organización sea responsable, a menos que y hasta que se delegue la autoridad a otra persona. Así, en pequeñas situaciones en las que no son necesarias personas adicionales, el comandante de incidente administra directamente todos los aspectos de la organización del incidente (Smits y Moser, 2009).

NUEVAS TECNOLOGÍAS QUE SE PUEDEN APLICAR PARA EL ESTUDIO DE ESPECIES EXÓTICAS

Para hablar de nuevas tecnologías en el estudio de las especies exóticas es necesario empezar por separar las diferentes problemáticas que implica la introducción de las mismas, que son: 1] detección temprana y prevención de la introducción de las especies exóticas, ya sea de manera accidental o intencional; 2] separación o reconocimiento de los organismos exóticos de poblaciones autóctonas, y 3] impacto de las especies introducidas en los ecosistemas locales.

Para el primer punto, y tal vez es el más importante, actualmente se cuenta con una serie de tecnologías de genética molecular que pueden ayudar a detectar las especies exóticas presentes; por ejemplo, las que vienen en el agua de lastre o las que son introducidas mediante el comercio de peces de ornato, y de esta forma evitar introducciones de especies no deseadas. La mayor parte de estas metodologías están basadas en la detección de la huella genética mediante el análisis del ADN, que puede ir desde la simple detección de su presencia hasta la posibilidad de identificar a qué especies pertenece este material genético.

Para poder identificar por medio del análisis del ADN cualquier especie es necesario primero obtener la secuencia y, segundo, compararla contra una base de datos existente. Para obtener la secuencia, actualmente el gen mitocondrial más utilizado es el que codifica para la citocromo-oxidasa I (COI o COX1) de la cadena respiratoria, que fue propuesto hace relativamente poco como un marcador universal para todos los animales y protistas del planeta (Hebert *et al*., 2003). En las plantas, el caso se vuelve un poco más complicado, pues se utilizan dos marcadores del ADN del cloroplasto, mat K y Rbcl (Hollingsworth *et al*., 2009), y en los hongos éste serían las dos subunidades del ITS (Lickey *et al*., 2007), aunque en este último caso el marcador todavía está sujeto a fuertes controversias, debido a que no se puede alinear fácilmente. A pesar de lo anterior, este último gen, en combinación con otros, fue uno de los primeros en utilizarse para la detección de plantas exóticas (Ganders *et al*., 2000). Es importante mencionar que a estos genes se les ha llamado de manera coloquial códigos de barras de la vida o *barcodes* (en inglés).

En caso de un análisis aún más detallado, por ejemplo para conocer al nivel poblacional las especies exóticas y poder definir si provienen de la misma o de diferentes poblaciones, se pueden usar otros marcadores, en este caso nucleares, como los microsatélites. Sin embargo, no siempre es fácil secuenciar estos fragmentos de ADN.

Un aspecto de gran interés es que el COI es un gen que además de identificar el espécimen al nivel de especie también puede dar una señal biogeográfica (Valdez-Moreno *et al*., 2009), que puede incluso permitir conocer el origen de la especie exótica, como se demostró con *Daphnia lumholtzi*, un cladócero (Elías-Gutiérrez *et al*., 2008) del cual ya se habló en otro capitulo de este libro.

Además no es necesario contar con secuencias completas de este gen. Utilizando lo que se conoce como *minibarcodes*, que son secuencias de 100 pb, se puede obtener información con más de un 90% de confiabilidad (Hajibabaei *et al*., 2006), lo cual permitiría que con los secuenciadores de segunda generación se pueda procesar un enorme volumen de muestras y obtener de ahí fragmentos de todos los haplotipos presentes, los cuales pueden ser contrastados con la base de datos (previamente elaborada) y así definir las especies presentes. Esta propuesta ya se ha manejado para estudios ecológicos y puede causar una verdadera revolución (Valentini *et al*., 2009). Este punto aumenta su interés e importancia cuando se asocia con técnicas relativamente baratas y que dan resultados en menos de dos horas para obtener secuencias cortas, lo cual ya se ha realizado en la reserva de Calakmul, México (Ivanova *et al*., 2009).

El uso o combinación de cualquiera de estos métodos será de gran trascendencia para la detección temprana, evitando así la introducción accidental o intencional de especies exóticas, pero para que realmente puedan ser efectivas requieren cambios en la legislación y aplicación de nuevas normas, una tarea que no resulta nada fácil en un país como el nuestro, caracterizado por una profunda inmovilidad legislativa y desinterés de los dirigentes políticos para entender y adaptarse a esta revolución tecnológica y científica.

En el caso del segundo punto, la detección de organismos exóticos en poblaciones locales, es necesario contar con un inventario de la biodiversidad actual de nuestro país, cosa aún bastante lejana, pues los registros y bases de datos que se tienen, a pesar del gran esfuerzo que han significado, sólo representan una fracción del potencial existente. Esto se ha debido a que casi siempre los inventarios faunísticos han corrido por iniciativa y riesgo de unos cuantos especialistas, sin contar con una política de Estado respecto al tema. Al igual que en el punto anterior, las nuevas tecnologías, combinadas con lo que ya existe, como son las colecciones científicas, pueden representar un verdadera piedra de Rosetta, que ya ha sido propuesta en estudios del plancton (Bucklin *et al*., 2010b), pues actualmente es posible secuenciar una buena parte de los especímenes que se conservan en seco en museos y colecciones científicas de nuestro país. El enorme valor que puede representar esta combinación de métodos y tecnologías ya ha sido propuesto en otros países (Puillandre *et al*., 2012), lo cual ha permitido establecer una red de colaboración entre curadores de las colecciones y biólogos moleculares para realizar el primer inventario a gran escala de la vida marina. En México, nuevamente, este esfuerzo ha resultado de iniciativas individuales, y aunque se ha creado la red Códigos de Barras de la Vida en México (Mexbol), se ha avanzado con gran dificultad, pues el apoyo del Conacyt se ha diluido poco a poco; debido a cambios internos, ha habido afectaciones en políticas y apoyos, lo que ha desalentado a los académicos que se incorporaron en la misma.

El potencial para identificar una especie presente en el medio ambiente a partir de su "huella genética" se incrementa cuando, por haber estado en un lugar (sin tener el espécimen), es posible su identificación (Ficetola *et al*., 2008).

En relación con el tercer punto, para detectar los cambios inducidos por una especie exótica, serían fácilmente detectables si se contara con una base de datos completa. Al igual que en los casos anteriores, esta propuesta ya se ha manejado para ambientes árticos (Bucklin *et al*., 2010a), donde la diversidad, si la comparamos con la de regiones tropicales como la nuestra, es muy reducida. Sin embargo, el impacto en sistemas tropicales puede ser enorme, como ya ha ocurrido con la presencia del pez diablo en el sureste de México o el pez león en el Sistema Arrecifal Mesoamericano.

El pez león representa en nuestro país un ejemplo muy interesante del uso de estas nuevas metodologías para su detección y evaluación ecológica. En una fase inicial se pudo detectar la primera larva de estos organismos en el Caribe mexicano (Vásquez-Yeomans *et al*., 2011), lo que confirmó que se estaba reproduciendo en el Sistema Arrecifal Mesoamericano, el segundo arrecife más grande del mundo y que se encuentra a lo largo de toda la parte caribeña de la península de Yucatán.

Hasta hace poco existía la controversia de cuál especie de pez león era la que estaba presente en el Caribe mexicano, *Pterois volitans* o *P. miles*. Utilizando los códigos de barras recientemente se confirmó que solamente se trata de una especie de pez león, *P. volitans* (Valdez-Moreno *et al.,* 2012). Adicionalmente, esta última autora, utilizando la misma técnica molecular en un estudio preliminar, dio a conocer las especies de las cuales se está alimentando este pez exótico, resultando que su principal alimento son los peces óseos (34 especies), como *Haemulon flavolineatum* (chak-chi), *Scarus iseri* (loro listado), *Sparisoma aurofrenatum* (loro manchado), todos ellos de importancia económica, e incluso se pudo identificar especies que fueron nuevos registros para esa región, como *Apogon mosavi, Coryphopterus venezuelae* y *C. thrix*, entre otras. Un aspecto a resaltar es que también se pudo establecer la identidad de algunos crustáceos y aunque la mayoría quedó sin identificar al nivel de especie debido a que la base de datos sobre este grupo en el gran Caribe es prácticamente inexistente, esta metodología dio mejores resultados respecto al método tradicional que sólo se basa en caracteres morfológicos.

En conclusión, se puede decir que en la actualidad ya se cuenta con herramientas metodológicas para poder detectar y por lo tanto prevenir la introducción de especies exóticas. Además, en los casos en que las especies ya han sido introducidas se puede inferir con bastante precisión el origen de la introducción, así como los efectos negativos que están causando en la biodiversidad original de una región determinada. No obstante, como ya se mencionó, es necesario contar con inventarios perfectamente documentados y confiables, tarea que apenas se está emprendiendo y que debe ser incentivada por motivos incluso de seguridad nacional por todas las instituciones relacionadas con este tema, como la Conabio, el Conacyt y los centros de investigación de nuestro país.

POSIBLES ACCIONES DE ERRADICACIÓN

Criterios de selección de especies

Para decidir si una especie debe ser erradicada o bien ser objeto de contención o control de sus poblaciones, deben conocerse una o más de las siguientes condiciones:

- Si ha ocasionado un daño ecológico comprobado (a una o más especies o procesos) o bien que pueda llegar a producirlo.
- Si presenta un estado de invasión incipiente: las poblaciones de menor tamaño son más fáciles de controlar que las compuestas por un alto número de efectivos.
- Si representa un riesgo de dispersión y daño subsiguiente hacia otros puntos geográficos o biotopos cercanos.
- Si puede provocar interferencias o riesgos en el uso o los servicios para el que está destinado el espacio.

Finalmente, también se tienen otros criterios relacionados con factores sociales y paisajísticos para decidir si la población de una especie invasora debe ser objeto de gestión.

Tipos de métodos de control

Los proyectos de extracción de peces han sido practicados durante cientos de años y han evolucionado desde el control de una sola especie hasta un enfoque que considera las comunidades de peces. Para tener éxito, los métodos de control deben ser económicos y tener un impacto mínimo sobre otros peces. Otros factores que deben considerarse en la selección de un método incluyen el tamaño del cuerpo de agua, su temperatura y calidad, la opinión pública, la propiedad del cuerpo de agua y el medio ambiente (Wydoski y Wiley, 1999).

Los métodos básicos de control se dividen en químicos, mecánicos y biológicos. Los métodos químicos se prefieren debido a la facilidad de aplicación, a que se requiere poco tiempo para lograr resultados y por ser de menor costo en comparación con otros controles. La mayoría de los proyectos se enfocan en la extirpación completa, ya que con la remoción parcial se tiene menos éxito. Los métodos biológicos consisten en utilizar biomanipulación de patógenos y depredadores. Con la biomanipulación se utilizan al mismo tiempo diversos métodos químicos y mecánicos para ajustar las interrelaciones de plantas, animales y su entorno para lograr una estructura equilibrada de las redes tróficas. En general, se considera que la proporción de especies de peces piscívoros a planctívoros es la clave para estabilizar un sistema acuático. Los métodos mecánicos incluyen barreras, pesca comercial, manipulación de nivel de agua y trampas. Las barreras son los métodos mecánicos más comúnmente usados debido a su efectividad potencial y porque la inversión se realiza sólo una vez en varios años, lo que contrasta con la mayoría de otros métodos mecánicos que implican una intensa labor y ofrecen una eficacia limitada de uno a cinco años (Wydoski y Wiley, 1999).

De los métodos descritos, el más ampliamente utilizado es la aplicación de rotenona. La rotenona es un inhibidor de cadena respiratoria y es no selectivo si se utiliza en concentraciones elevadas. Se comercializa en polvo o en presentación líquida y puede tener una persistencia de varios meses dependiendo de la temperatura (Baldry, 2000). Actualmente se venden carnadas que contienen rotenona y se comercializan como Prentox© y Prenfish™. También se venden *pellets* con rotenona y con el químico butóxido de piperonil, que incrementa sinérgicamente el efecto de la rotenona. Cada *pellet* tiene un ingrediente activo para matar 1 kg de pez. Estos métodos tienen la ventaja de ser relativamente selectivos y evitan la muerte de un gran número de peces; sin embargo, su eficacia fluctúa entre 50 y 77% (Ling, 2002).

También las saponinas derivadas de plantas han sido ampliamente utilizadas en las operaciones de acuicultura en Asia y África y son atractivas para el control de plagas acuáticas debido a su baja toxicidad para mamíferos (frente a los organismos acuáticos). Otros compuestos menos populares son la antimicina (un inhibidor de cadena respiratoria). El AQUIS-S, un derivado de aceite de clavo que, más que matar, anestesia a los peces y permite así separar las especies nativas de las exóticas para posteriormente exponer a venenos más fuertes a las exóticas (Clearwater *et al.*, 2008).

Existen otras opciones como el control biológico, basado en el uso de organismos de niveles tróficos superiores cuidadosamente seleccionados y que utilizan la especie exótica como recurso reduciéndola a densidades menos dañinas, resultando una tecnología eficaz para el manejo de especies invasoras en há-

bitats sensibles. No obstante, en la comunidad de los biólogos de la conservación se considera esta tecnología de manejo de plagas como de alto riesgo por el daño colateral potencial a otras especies. Los beneficios potenciales de programas de control biológico exitosos son la reducción del uso de pesticidas y un regreso a condiciones ecológicas similares a las observadas antes de la llegada de la plaga. Sin embargo, el control biológico como estrategia de manejo de plagas tiene limitaciones, ya que algunas especies de plagas pueden no ser blancos adecuados para el control biológico porque sus enemigos naturales pueden no ser lo suficientemente específicos y constituir una amenaza para otras especies. En algunos casos han ocurrido impactos sustanciales porque los enemigos naturales generalistas, evaluados como parte de un programa de control biológico, utilizaron otros recursos intensivamente además de la especie focal (Hoddle, 2004). Actualmente, en México sólo se tienen avances de control biológico con malezas acuáticas (capítulo 14 de este libro), aunque se han propuesto controles biológicos para el caso de los crustáceos (Mendoza, 2004).

Otra metodología que aún no se ha explotado como medida de control, aunque sí como medida preventiva, es la masculinización y feminización de poblaciones de peces e invertebrados. Así, por ejemplo, la metodología propuesta para llevar a cabo el control en diferentes especies de crustáceos se basa en la obtención de organismos sexualmente revertidos mediante la implantación de la glándula andrógena. Con esto se obtienen organismos neomachos, que al ser apareados con hembras normales producirán descendencia con una proporción parcial de sexos, es decir, un mayor número de hembras. La progenie presenta también características genéticas que se ven traducidas en su respectiva descendencia, la cual presenta una mayor diferencia en la proporción sexual, obteniéndose, después de varias generaciones, una población monosexual, incapaz de reproducirse, eliminando así la competencia intraespecífica y asegurando la conservación y sobrevivencia de las especies nativas. Cabe señalar que esta metodología ya ha sido utilizada en cultivos monosexuales de especies de crustáceos en las cuales se presentan diferencias significativas entre sexos respecto a la tasa de crecimiento, como en el caso de la mayoría de los decápodos (Curtis y Jones, 1995). Otra alternativa es incluir la glándula andrógena en el alimento como inductor del crecimiento y de la reversión sexual en juveniles (Sánchez de Bock *et al.*, 2006). Sin embargo, siempre está presente un factor de riesgo ya que, por ejemplo, en el caso de los langostinos australianos del género *Cherax* se pueden presentar individuos intersexuales (Vázquez y López-Greco, 2007) e incluso verdaderos hermafroditas, con un testículo normal del lado derecho y un ovario normal del lado izquierdo, y con un vaso deferente y un oviducto, que desembocan en los gonopodios (Johnson 1979, citado por Mills *et al.*, 1994).

En este sentido, la masculinización debería ser privilegiada en los cultivos de peces de ornato, ya que de esta manera, en caso de escape, se evitaría el establecimiento de las poblaciones. Por otra parte, esto es una práctica común en el caso de varias especies de ornato, ya que los machos tienen colores más vistosos (Marañón-Herrera *et al.*, 1999).

Finalmente, existen cientos de estrategias basadas en la modificación genética que han sido ensayadas o que hoy día se están ensayando experimentalmente para controlar poblaciones de especies invasoras (Snow *et al.*, 2005; Bergstedt y Twohey, 2007). Entre las más prometedoras se encuentran la tecnología del gen "sin hijas" (*daughterless gene*), que es una forma de distorsión de la proporción de sexos, en la cual un transgen interrumpe un paso clave en el desarrollo sexual (es decir, la expresión de la enzima aromatasa), para producir descendencia exclusivamente masculina (Thresher, 2008). El transgen es heredable a las generaciones futuras (Thresher y Bax, 2003) y progresivamente sesga la proporción de sexos de la población hasta el punto en el que la actividad reproductiva de la población comienza a declinar hacia la extinción (Burt, 2003). Otra tecnología es la del cromosoma troyano Y, la cual hace uso de una hembra genéticamente modificada con dos cromosomas Y. En este enfoque, un pez hembra con dos cromosomas Y (Y Troya) se agrega a una población-objetivo. Posteriormente, el apareamiento de los peces troyanos Y con machos de la población-objetivo resultaría en la producción de una progenie exclusivamente de machos, de los cuales la mitad son supermachos (machos con dos cromosomas Y, haciéndolos estériles) (Gutiérrez y Teem, 2006).

La literatura indica que estas tecnologías son genéticamente viables y tienen el potencial de controlar especies invasoras, pero la eficacia de esta técnica dependerá de las características específicas del sitio y de la especie.

REFERENCIAS

Anderson, L. 2005. California's reaction to *Caulerpa taxifolia*: A model for invasive species rapid response. *Biol. Invasions* **7**:1003-1016

AQUACOP y J. Calvas. 1989. The state of the art of IFREMER in tropical aquaculture. *Advances in Tropical Aquaculture* **9**:1-9.

Baldry, I. 2000. Effect of common carp (*Cyprinus carpio*) on aquatic restorations <*www.hort.agri.umn.edu/h5015/00papers/baldry.htm*> (consultada en abril de 2002).

Bergstedt, R.A., y M.B. Twohey. 2007. Research to support sterile-male-release and genetic alteration techniques for sea lamprey control. *J. Great Lakes Res.* **33** (Special Issue 2):48-69

Bucklin, A., R.R. Hopcroft, K.N. Kosobokova, L.M. Nigro, B.D. Ortman, R.M. Jennings y C.J. Sweetman. 2010a. DNA barcoding of Arctic Ocean holozooplankton for species identification and recognition, *Deep-Sea Res Pt I. Topical Studies in Oceanography* **57**:40-48.

Bucklin, A., B.D. Ortman, R.M. Jennings, L.M. Nigro, C.J. Sweetman, N.J. Copley, T. Sutton y P.H. Wiebe. 2010b. A "Rosetta Stone" for metazoan zooplankton: DNA barcode analysis of species diversity of the Sargasso Sea (northwest Atlantic Ocean), *Deep-Sea Res Pt II. Topical Studies in Oceanography* **57**:2234-2247.

Burt, A. 2003. Site-specific selfish genes as tools for the control and genetic engineering of natural populations. *Proc. R. Soc. London [Biol]* **270**:921-928.

Clearwater, S.J., C.W. Hickey y M.L. Martin. 2008. Overview of potential piscicides and molluscicides for controlling aquatic pest species in New Zealand. *Science for Conservation* 283. Science & Technical Publishing Department of Conservation, Wellington.

Curtis, M., y C.M. Jones. 1995. Observations on monosex culture of redclaw crayfish *Cherax quadricarinatus* Von Mortens (Decapoda: Parastacidae) in earth ponds. *J. World Aquacult. Soc.* **26**(2):154-159.

Denis, B. 2012. La domestication: un concept devenu pluriel. *Productions Animales* **17**(3):161-166.

Elías-Gutiérrez, M., F. Martínez-Jerónimo, N.V. Ivanova y M. Valdez-Moreno. 2008. DNA barcodes for Cladocera and Copepoda from Mexico and Guatemala, highlights and new discoveries. *Zootaxa* **1849**:1-42.

FAO/PNUMA. 1984. *Conservación de los recursos genéticos de los peces: problemas y recomendaciones. Informe de la consulta de expertos sobre los recursos genéticos de los peces*. FAO. Doc. Tec. Pesca (217).

Ficetola, G.F., C. Miaud, F. Pompanon y P. Taberlet. 2008. Species detection using environmental DNA from water samples. *Biol. Lett.* **4**:423-425.

Ganders, F.R., M. Berbee y M. Pirseyedi. 2000. ITS base sequence phylogeny in Bidens (Asteraceae): Evidence for the continental relatives of Hawaiian and Marquesan Bidens, *Syst. Bot.* **25**:122-133.

GAO. 2001. *Invasive species obstacles hinder federal rapid response to growing threat.* General Accounting Office, Report to Congressional Requesters.

García de León, F., L. González-García, J.M. Herrera-Castillo, K.O. Winemiller y A. Banda-Valdés. 2001 Ecology of the alligator gar, *Atractosteus spatula*, in the Vicente Guerrero Reservoir, Tamaulipas, Mexico. *Southwest. Nat.* **46**(20):151-157.

González, M., R. Mendoza y C. Aguilera. 2008. Control reproductivo del catán (*Atractosteus spatula*). *Ciencia* UANL **XI**(4):352-365.

Gutiérrez, J.B., y J.L. Teem. 2006. A model describing the effect of sex-reversed YY fish in an established wild population: The use of a Trojan Y chromosome to cause extinction of an introduced exotic species. *J. Theor. Biol.* **241**(22):333-341

Hajibabaei, M., M.A. Smith, D.H. Janzen, J.J. Rodríguez, J.B. Whitfield y P.D.N. Hebert. 2006. A minimalist barcode can identify a specimen whose DNA is degraded. *Mol. Ecol. Notes* **6**:959-964.

Hebert, P.D.N., A. Cywinska, S.L. Ball y J.R. DeWaard. 2003. Biological identifications through DNA barcodes. *Proc. R. Soc. Lond. B*, **270**:313-321.

Hoddle, M.S. (2004) Restoring balance: Using exotic species to control invasive exotic species. *Conserv. Biol.* **18**(1):38-49.

Hollingsworth, P.M., L.L. Forrest, J.L. Spouge, M. Hajibabaei, S. Ratnasingham, M. van der Bank, M.W. Chase, R.S. Cowan, D.L. Erickson, A.J. Fazekas, S.W. Graham, K.E. James, K. Kim, W.J. Kress, H. Schneider, J. van Alphen Stahl, S.C.H. Barrett, C. van den Berg, D. Bogarin, K.S. Burgess, K.M. Cameron, M. Carine, J. Chacón, A. Clarck, J.J. Clarkson, F. Conrad, D.S. Devey, C.S. Ford, T.A.J. Hedderson, M.L. Hollingsworth, B.C. Husband, L.J. Kelly, P.R. Kesanakurti, J.S. Kim, Y.D. Kim, R. Lahaye, H.-L. Lee, D.G. Long, S. Madriñan, O. Maurin, I. Meusnier, S.G. Newmaster, C.-W. Park, D.M. Percy, G. Petersen, J.E. Richardson, G.A. Salazar, V. Savolainen, O. Seberg, M.J. Wilkinson, D.-K. Yi y D.P. Little. 2009. A DNA barcode for land plants. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A* **106**:12794-12797.

IUCN. 1998. *Guidelines for re-introductions*. Prepared by the IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group. IUCN, Gland.

IUCN. 2011. *Guidelines for re-introductions and other conservation translocations*. IUCN Species Survival Commission.

Ivanova, N.V., A.V. Borisenko y P.D.N. Hebert. 2009. Express barcodes: Racing from specimen to identification. *Mol. Ecol. Resour.* **9**:35-41.

Lickey, E.B., S.M. Tieken, K.W. Hughes y R.H. Petersen. 2007. The mushroom TWiG: A marvelous mycological menagerie in the mountains. *Southwest. Nat.* **6**:73-82.

Ling, N. 2002. Rotenone – a review of its toxicity and use for fisheries management. *Science for Conservation* 211. Science & Technical Publishing Department of Conservation, Wellington.

Marañón-Herrera, S., E. Maya Peña y H. Salgado-Zamora 1999. Masculinización de *Xiphophorus helleri* (Pises: Poecilidae) inducida por los esteroides norgestrel y androstenediona. *Hidrobiologica* **9**(1):31-38.

Mendoza, R. 2004. Strategies to prevent the spread of invasive aquatic species in Mexico. Western Regional Panel Minutes of Annual Meeting, 9-11 de septiembre, 2004.

Mendoza, R., y C. Aguilera 2001. Bases fisiológicas del desarrollo de larvas de *Atractosteus spatula* y perspectivas para su cultivo. *Ciencia* UANL **IV**(20):161-168.

Mendoza, R., y C. Aguilera. 2000. Cultivo y pesquería de catán, en Carta nacional pesquera. *Diario Oficial de la Federación*, 28 de agosto de 2000, pp. 56-57.

Mendoza, R., C. Aguilera, L. Carreón, J. Montemayor y M. González. 2007. Weaning of alligator gar (*Atractosteus spatula*) larvae to artificial diets. *Aquacult. Nutr.* **13**:1-9.

Mendoza, R., C. Aguilera, J. Montemayor, A. Revol y J. Holt. 2002a. Studies on the physiology of *Atractosteus spatula* larval development and its applications to early weaning onto artificial diets. *Avances en nutrición acuícola* VI. Memorias del VI Simposium Internacional de Nutrición Acuícola, Cancún.

Mendoza, R., C. Aguilera, G. Rodríguez, M. González y R. Castro. 2002b. Morphophysiological studies on alligator gar (*Atractosteus spatula*) larval development as a basis for their culture and repopulation of their natural habitats. *Rev. Fish Biol. Fisher.* **2-3**:133-142.

Mendoza-Alfaro, R., C. Aguilera-González y A.M. Ferrara. 2008. Gar biology and culture: Status and prospects. *Aquacult. Res.* **39**:748-763.

Mills, B.J., N.M. Morrissy y J.V. Huner. 1994. Cultivation of freshwater crayfishes in Australia, en J.V. Huner (ed.), *Freshwater crayfish aquaculture in North America, Europe and Australia*. The Haworth Press, Nueva York, pp. 217-289.

NISC. 2008. *2008-2012 National Invasive Species Management Plan*. The National Invasive Species Council. Disponible en: <*www.research.noaa.gov/oceans/2008-2012NationalInvasiveSpeciesManagementPlan.pdf*>.

Puillandre, N., P. Bouchet, M.C. Boisselier-Dubayle, J. Brisset, B. Buge, M. Castelin, S. Chagnoux, T. Christophe, L. Corbari, J. Lambourdiere, P. Lozouet, G. Marani, A. Rivasseau, N. Silva, Y. Terryn, S. Tillier, J. Utge y S. Samadi. 2012. New taxonomy and old collections: Integrating DNA barcoding into the collection curation process. *Mol. Ecol. Res.* **12**:396-402.

Rojas, P., y R. Mendoza. 2000. Cultivo de especies nativas, en P. Álvarez Torres (ed.), *Estado de salud de la acuacultura en México*. Semarnap-INP-DGIA, pp. 431-476.

Rosas, M. 1976. *Peces dulceacuícolas que se explotan en México y datos sobre su biología*. Secretaría de Industria y Comercio, Subsecretaría de Pesca–Instituto Nacional de Pesca–INP, México.

Sánchez de Bock, M.F., F.J. Vázquez y L.S. López Greco. 2006. Inclusión de la glándula androgénica en el alimento como inductor del crecimiento y de la reversión sexual en juveniles de *Cherax quadricarinatus* (Decapoda, Parastacidae). IV Congresso Brasileiro sobre Crustáceos, 5 a 8 de noviembre de 2006, Guarapari.

Smits, J., y F. Moser. 2009. Rapid response planning for aquatic invasive species. A Maryland example. Mid-Atlantic Panel on Aquatic Invasive Species. Publication number UM-SG-TS-2009-01. Disponible en: <*www.mdsg.umd.edu/images/uploads/siteimages/MarylandPlanFinal.pdf*>.

Snow, A.A., D.A. Androw, P. Gepts, E.M. Hallerman, A. Power, J.M. Tiedje y L.L. Wolfenbarger. 2005. Genetically engineered organisms and the environment: Current status and recommendations. *Ecol. Appl.* **15**:377-404

Soorae, P.S. (ed.). 2008. *Global re-Introduction perspectives: Re-introduction case-studies from around the globe*. IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group, Abu Dhabi.

Soorae, P.S. (ed.). 2010. *Global re-introduction perspectives: 2010, additional case-studies from around the globe*. IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group, Abu Dhabi.

Thresher, R.E. 2008. Autocidal technology for the control of invasive fish. *Fisheries* **33**:14-121.

Thresher, R.E., y N. Bax. 2003. The science of producing daughterless technology: Possibilities for population control using daughterless technology; maximizing the impact of carp control, en K. Lapidge (ed.), *Proceedings of the National Carp Control Workshop,* 5-6 de marzo, Canberra Cooperative Research Centre for Pest Animal Control, Canberra, pp. 19-24

TNC-ELI. 2007. *Strategies for effective state early detection / rapid response programs for plant pests and pathogens*. The Nature Conservancy–The Environmental Law Institute–ELI International Punblications. <*www.eli.org*>.

Valdez-Moreno, M., C. Quintal-Lizama, R. Gómez-Lozano y M.C. García-Rivas. 2012. Monitoring an alien invasion: DNA barcoding and the identification of lionfish and their prey on coral reefs of the Mexican Caribbean. *Plos One* **7**:e36636.

Valdez-Moreno, M., N.V. Ivanova, M. Elías-Gutiérrez, S. Contreras-Balderas y P.D.N. Hebert. 2009. Probing diversity in freshwater fishes from Mexico and Guatemala with DNA barcodes, *J. Fish Biol.* **74**:377-402.

Valentini, A., F. Pompanon y P. Taberlet. 2009. DNA barcoding for ecologists. *Trends Ecol.* **24**:110-117.

Vásquez-Yeomans, L., L. Carrillo, S. Morales, E. Malca, J.A. Morris, T. Schultz, J.T. Lamkin. 2011. First larval record of *Pterois volitans* (Pisces: Scorpaenidae) collected from the ichthyoplankton in the Atlantic. *Biol. Invasions* **13**:2635-2640.

Vázquez, F.J., y L.S. López-Greco. 2007. Intersex females in the red claw crayfish, *Cherax quadricarinatus* (Decapoda: Parastacidae). *Rev. Biol. Trop.* **55**(1):25-32.

Wittenberg, R., y M.J.W., Cock (eds.). 2001. *Invasive alien species: A toolkit of best prevention and management practices.* CAB International, Wallingford.

Worral, J. 2002. *Review of Systems for Early Detection and Rapid Response*. USDA Forest Service Forest Health Protection for the National Invasive Species Council.

Wydoski, R.S. y R.W. Wiley. 1999. Management of undesirable fish species, en C.C. Kohler y W.A. Hubert (eds.). *Fisheries management in North America*. American Fisheries Society, Bethesda, pp. 403-430.

LÁMINA 13. PLANTAS ACUÁTICAS EXÓTICAS Y TRASLOCADAS INVASORAS



13.1 *Cyperus papyrus*. FOTO: Jaime R. Bonilla-Barbosa



13.2 *Egeria densa*. FOTO: Jaime R. Bonilla-Barbosa



13.3 *Arundo donax*. FOTO: Jaime R. Bonilla-Barbosa



13.4 *Heteranthera limosa*. FOTO: Jaime R. Bonilla-Barbosa



13.5 *Potamogeton crispus*. FOTO: Jaime R. Bonilla-Barbosa



13.6 *Sesbania herbacea*. FOTO: Jaime R. Bonilla-Barbosa



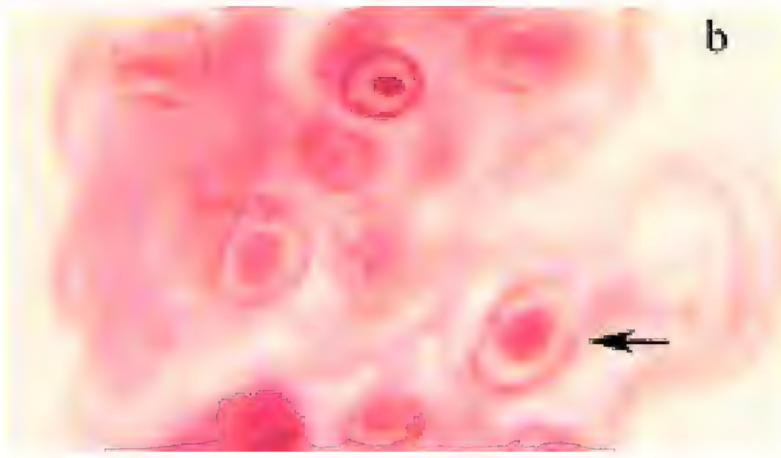
13.7 *Ludwigia peploides*. FOTO: Jaime R. Bonilla-Barbosa



13.8 *Polygonum punctatum*. FOTO: Jaime R. Bonilla-Barbosa

LÁMINA 15. PATÓGENOS Y PARÁSITOS





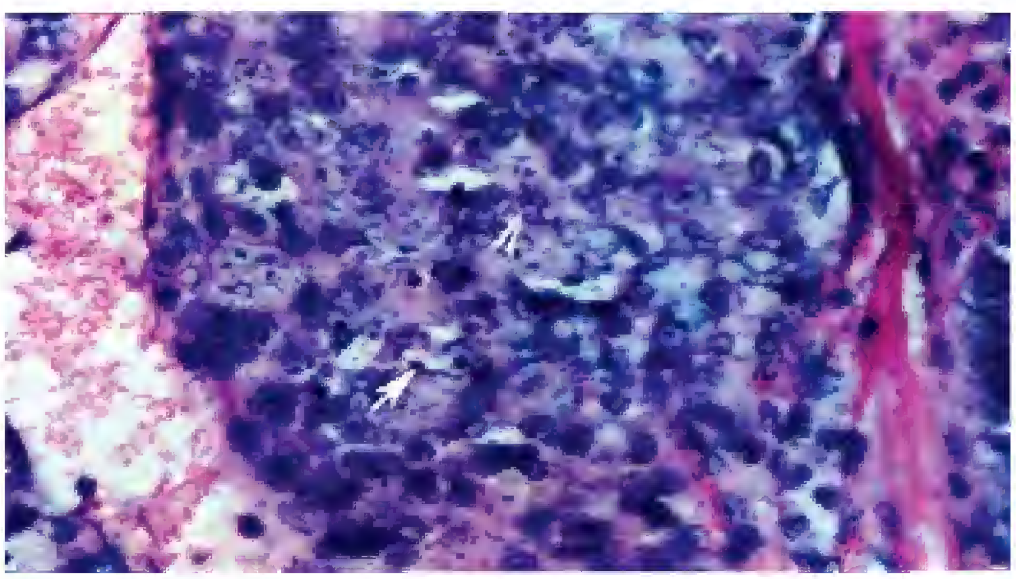
15.1 Cultivo de camarón blanco de Guásimas, Sonora, afectado por la epizootia de IHHNV en 1993. a] Síndrome de deformidad (en cefalotórax o abdomen) y enanismo (flechas) en la mayoría de la población como cuadro clínico macroscópico. b] La histopatología más distintiva son los núcleos con cuerpos Cowdry tipo A, eosinofílicos (rojos), típicos de la infección por IHHNV al microscopio de luz (flecha), similares a WSSV, teñidos con hematoxilina y eosina. FOTO: Lucio Galaviz Silva



15.2 TSV agudo. Exoesqueleto con expansión difusa de los cromatóforos, rojizos, principalmente en antenas, uropodos y telson. FOTO: Lucio Galaviz Silva



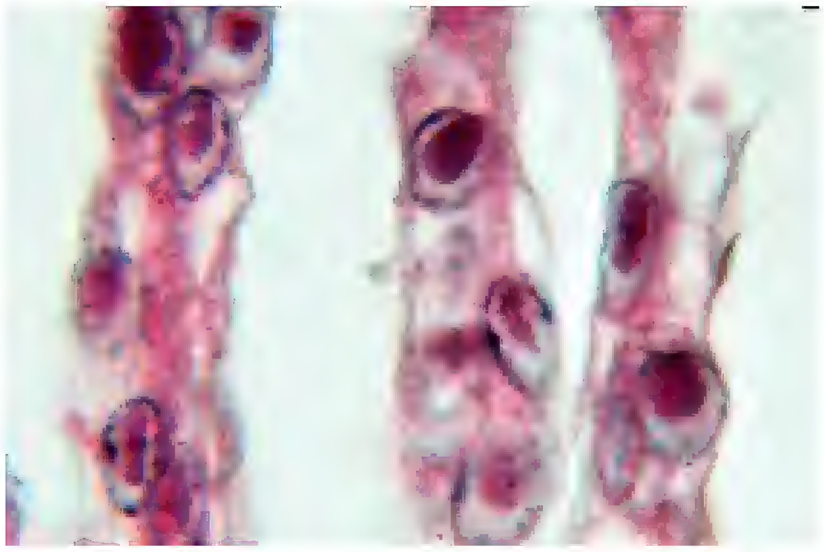
15.3 TSV crónico. Los camarones que sobreviven a la epizootia muestran lesiones cuticulares melanizadas multifocales. FOTO: Lucio Galaviz Silva



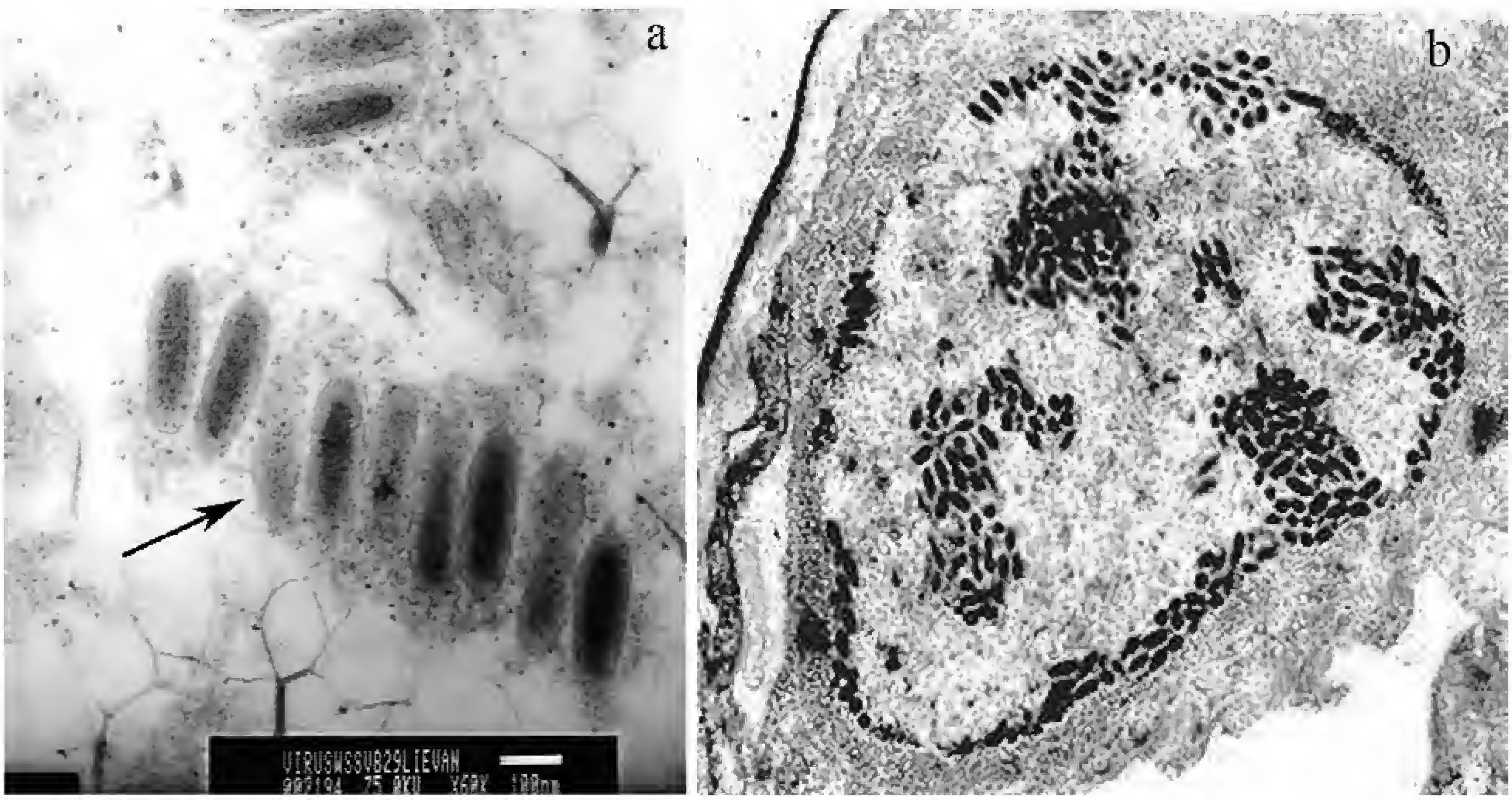
15.4 Inclusiones intracitoplásmicas esféricas (flecha) en órgano linfoide con núcleos cariorécticos y picnóticos (triángulo), clásicos de la fase aguda de TSV en órganos afectados y epitelio subcuticular. FOTO: Lucio Galaviz Silva



15.5 Cefalotórax de camarón blanco (*Litopenaeus vannamei*) de Patague, Sinaloa, con manchas blancas, típicas en casos de WSSV en Asia, donde se le nombró síndrome de la mancha blanca. Sin embargo, en México no es común observarlas como cuadro clínico macroscópico de WSSV. Foto: Lucio Galaviz Silva

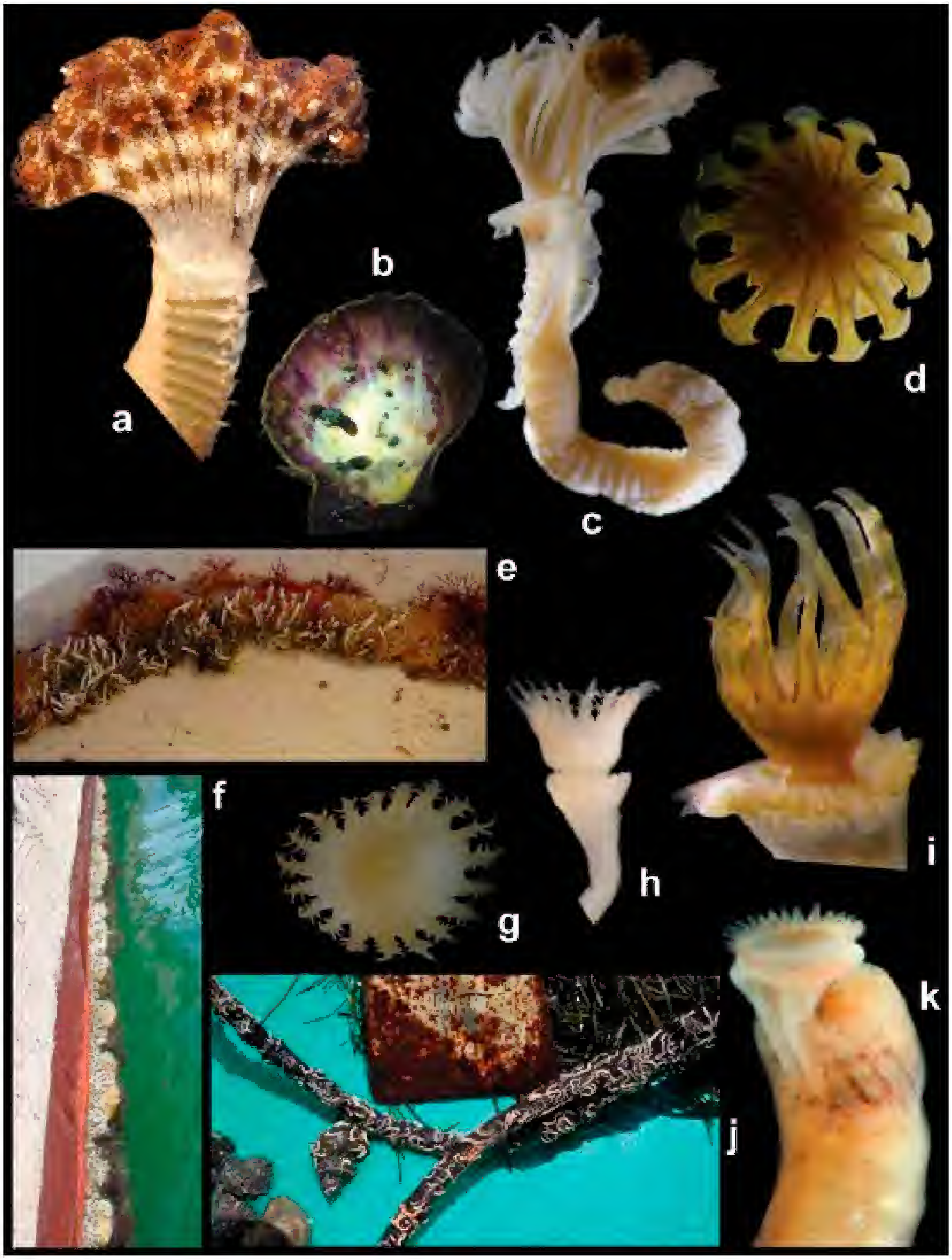


15.6 Cuerpos intranucleares eosinofílicos en filamentos branquiales de camarón blanco (son similares en WSSV e IHNV), en cortes histopatológicos de ejemplares colectados de epizootias de Sinaloa y Sonora. Foto: Lucio Galaviz Silva



15.7 Fotomicrografía al microscopio electrónico de transmisión del virus WSSV. a] La forma de los virus es alargada, baciliforme, de aproximadamente 300-350 nanómetros. b] Panorámica de un núcleo de epitelio subcuticular con replicación de los virus de WSSV. Foto: Lucio Galaviz Silva

LÁMINA 19. INVERTEBRADOS BÉNTICOS EXÓTICOS: ESPONJAS, POLIQUETOS Y ASCIDIAS



19.1 Poliquetos exóticos/invasores: a] *Branchiomma bairdi*, de Puerto Escondido, Baja California Sur; b] "ampollas de fango" provocadas por espiónidos en la almeja "mano de león", Laguna Ojo de Liebre, Baja California Sur; c-d] cuerpo y opérculo de *Hydroides diramphus*, de la bahía de La Paz, Baja California Sur; e] colonia de *Hydroides elegans*, Santa Rosalía, Baja California Sur; f] muelle colonizado por *H. elegans*, Santa Rosalía, Baja California Sur; g-h] opérculo de *H. elegans*, vista aboral y lateral, Santa Rosalía, Baja California Sur; i] opérculo de *H. sanctaecrucis*, vista lateral, Cabo San Lucas, Baja California Sur; j] ejemplares de *Ficopomatus uschakovi* sobre raíces de mangle y moluscos, La Encrucijada, Chiapas; k] corona branquial y opérculo de *F. uschakovi*, La Encrucijada, Chiapas. FOTOS: Rolando Bastida-Zavala

LÁMINA 22. **PECES INVASORES EN EL NOROESTE DE MÉXICO**



22.1 *Carassius auratus*. Foto: Gorgonio Ruiz-Campos



22.2 *Cyprinella lutrensis* Foto: Gorgonio Ruiz-Campos



22.3 *Cyprinus carpio*. Foto: Gorgonio Ruiz-Campos



22.4 *Carpiodes elongatus*. Foto: Gorgonio Ruiz-Campos



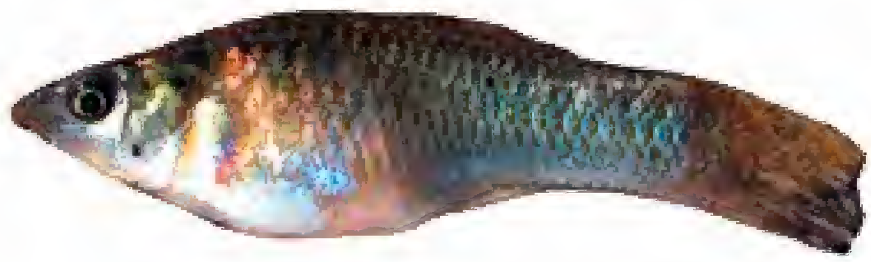
22.5 *Ameiurus natalis*. Foto: Gorgonio Ruiz-Campos



22.6 *Ictalurus punctatus*. Foto: Gorgonio Ruiz-Campos



22.7 *Pterygoplichthys pardalis*. FOTO: Gorgonio Ruiz-Campos



22.8 *Poecilia butleri* . FOTO: Gorgonio Ruiz-Campos



22.9 *Xiphophorus variatus*. FOTO: Gorgonio Ruiz-Campos



22.10 *Micropterus salmoides*. FOTO: Gorgonio Ruiz-Campos



22.11 *Sparus aurata*. FOTO: E. Balart



22.12 *Oreochromis mossambicus* FOTO: F. Solís Carlos

LÁMINA 25. **PECES INVASORES EN EL SURESTE DE MÉXICO**



25.1 Vista lateral, dorsal y ventral de *Pterygoplichthys disjunctivus* (ECOSC-P-5583, 351 mm LT).
FOTOS: Armando T. Wakida-Kusunoki



25.2 Vista lateral, dorsal y ventral de *Pterygoplichthys pardalis* (ECOSC-P-5586, 346mm LT).
FOTOS: Armando T. Wakida-Kusunoki



25.3 Vista lateral de la corvineta ocelada *Sciaenops ocellatus* (ECOSC-P- 5595, 340 mm LT).
FOTO: Josefina Santos-Valencia



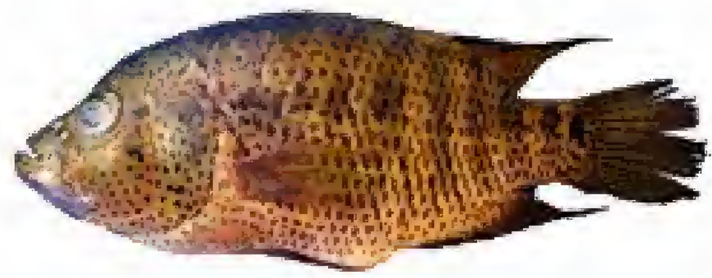
25.4 Vista lateral del pez león *Pterois volitans* (CI-CICA-UNACAR 0301, 240 mm LT).
FOTO: Armando T. Wakida-Kusunoki



25.5 Vista lateral de la tilapia nilótica *Oreochromis niloticus niloticus* (ECOSC-P-7136, 195 mm LT).
FOTO: Luis Enrique Amador-del Ángel



25.6 Vista lateral de la mojarra de Managua *Parachromis managuensis* (ECOSC-P-7133, 223 mm LT). Foto: Luis Enrique Amador-del Ángel



25.7 Vista lateral de la mojarra del Motagua *Parachromis motaguensis* (CI-CICA-UNACAR 0246, 206 mm LT). Foto: Luis Enrique Amador-del Ángel



25.8 Vista lateral de la carpa común *Cyprinus carpio* (CI-CICA-UNACAR 0230, 310 mm LT). Foto: Luis Enrique Amador-del Ángel



25.9 Vista lateral de la carpa espejo *Cyprinus carpio* var. *especularis* (CI-CICAUNACAR 0231, 330 mm LT). Foto: Luis Enrique Amador-del Ángel



25.10 Vista lateral de la carpa herbívora *Ctenopharyngodon idella* (CI-CICAUNACAR 0130, 335 mm LT). Foto: Armando T. Wakida-Kusunoki



25.11 Vista lateral de *Oreochromis mossambicus* (CI-CICA-UNACAR 0247, 315 mm LT). Foto: Armando T. Wakida-Kusunoki



25.12 Vista lateral de *Oreochromis aureus*. Foto: Magdy A. Saleh, www.fishbase.org/Photos/ThumbnailsSummary.php?ID=1387



25.13 Vista lateral de *Tilapia rendalli*. Foto: Leonard L. Lovshin, http://zipcodezoo.com/Photos/Tilapia_rendalli_1.jpg

LÁMINA 26. ANFIBIOS Y REPTILES EXÓTICOS Y TRASLOCADOS INVASORES



26.1 *Lithobates catesbeiana* (rana toro).
FOTO: William L. Farr



26.2 *Trachemys scripta* (tortuga japonesa de orejas rojas).
FOTO: William L. Farr



26.3 *Crocodylus moreletii* (cocodrilo de pantano).
Laguna del Carpintero, Tamaulipas. FOTO: William L. Farr

LÁMINA 28. **ESPECIES INVASORAS ACUÁTICAS Y CAMBIO CLIMÁTICO**



28.1 *Cherax destructor* (yabby común).
FOTO: Isaí Domínguez/Conabio



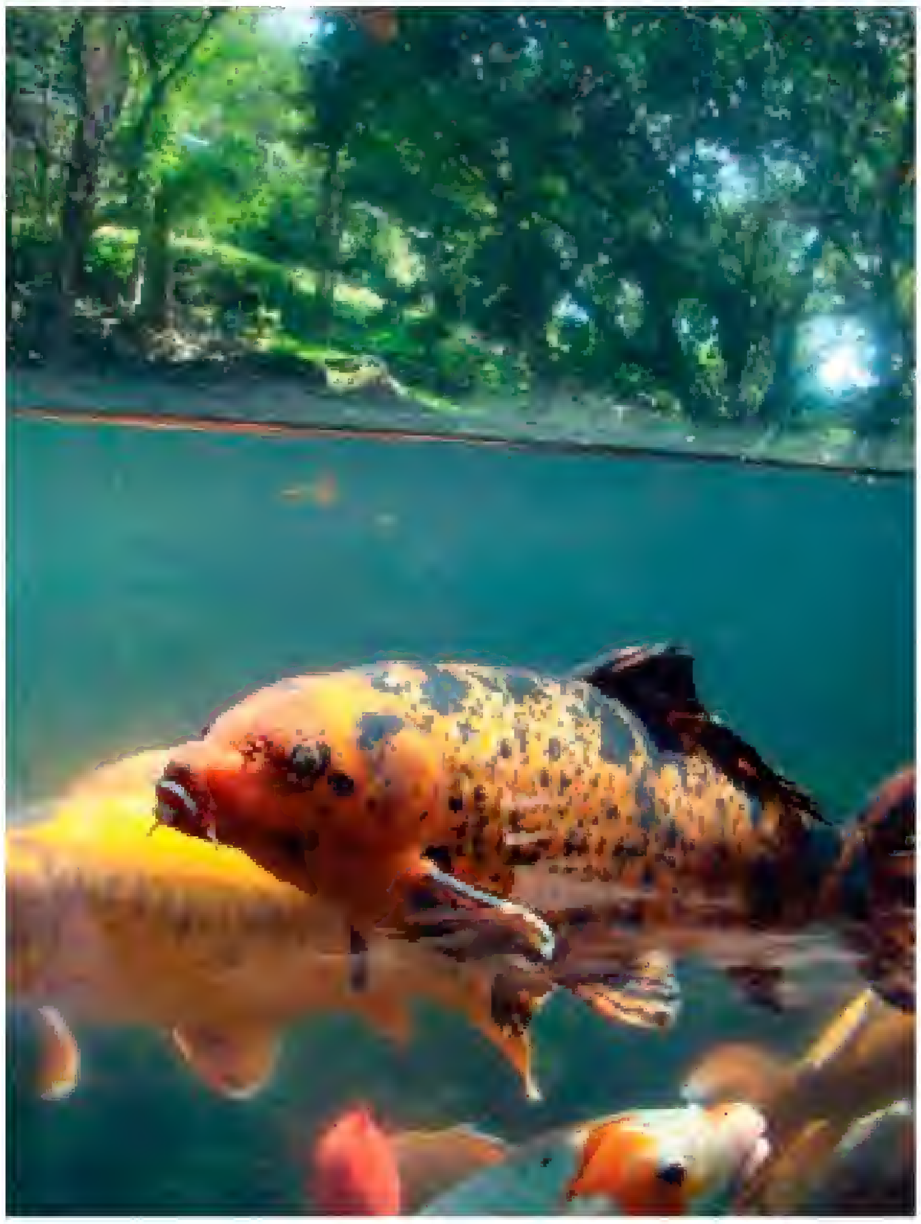
28.2 *Pterois volitans* (pez león), Playa del Carmen, Quintana Roo. FOTO: Jaime Eduardo Pérez Estrada/Conabio



28.3 *Crassostrea gigas* (ostra gigante del Pacífico).
FOTO: Miguel Ángel Sicilia Manzo/Conabio



28.4 *Phragmites australis* (carrizo común).
FOTO: Oswaldo Téllez/Conabio



28.5 *Cyprinus carpio* (carpa). FOTO: Carlos Galindo Leal/Conabio



28.6 *Acanthaster planci* (corona de espinas), La Paz, Baja California.
FOTO: Jaime Eduardo Pérez Estrada/Conabio

Apéndice

LISTA DE ESPECIES ACUÁTICAS INVASORAS

LISTA DE ESPECIES ACUÁTICAS INVASORAS

Compilación: Diana Hernández Robles, Sergio Díaz Martínez y Yolanda Barrios Caballero

Nombre científico[1]	*Autor(es)*	*Nombre(s) común(es)*[2]	*Capítulos*[3]
VIRUS			
Brevidensovirus sp.		virus de la necrosis hipodérmica y hematopoyética infecciosa/ *Infectious hematopoietic necrosis virus* IHNV	8, 15
Dicistroviridae / Aparavirus sp.		virus del síndrome de Taura/ Taura syndrome virus TSV	8, 15
Flavivirus sp.		flavivirus	8
Okavirus sp.		virus cabeza amarilla/ yellow head virus *YHV*	8, 15
Whispovirus sp.		virus del síndrome de la mancha blanca/ white spot syndrome virus WSV	8, 15
BACTERIAS			
Lyngbya majuscula	Harv. & Gomont, 1892		27
Oscillatoria sp.	Vaucher ex Gomont, 1892		27
Vibrio cholerae	Pacini, 1854	cólera/ cholera	8
Vibrio paraharmolyticus	(Fujino *et al*., 1951) Sakazaki *et al*., 1963	[serotipo 03K6]	8
PROTOCTISTAS			
Haplosporidium nelsoni	Haskin, Stauber & Mackin, 1966	enfermedad MSX/ MSX disease	8
Ichthyophthirius multifiliis	Fouquet, 1876		8
Perkinsus marinus	(Mackin, H.M. Owen & Collier) Levine, 1978		8
ALGAS			
Algas verdes			
Caulerpa mexicana	Sond. ex Kütz., 1849		8
Caulerpa taxifolia	(Vahl) C. Agardh, 1817	caulerpa	5, 8
Ulva sp.	L., 1753		27
Ulva australis / Ulva pertusa	Aresch., 1854 / Kjellm., 1897		12
Ulva lactuca / Ulva fasciata	L., 1753 / Delile, 1813	lechuga de mar	5, 12, 27
Algas rojas			
Acanthophora spicifera	(Vahl) Børgesen, 1910		12
Caulacanthus ustulatus	(Mertens ex Turner) Kütz., 1843		12
Grateloupia turuturu	Yamada, 1941		12
Lomentaria hakodatensis	Yendo, 1920		12

Nombre científico[1]	*Autor(es)*	*Nombre(s) común(es)*[2]	*Capítulos*[3]
Pyropia suborbiculata	(Kjellm.) J.E.Sutherland, H.G.Choi, M.S. Hwang & W.A.Nelson, 2011		12
Algas pardas			
Cladostephus spongiosus	(Huds.) C. Agardh, 1817		12
Dictyopteris prolifera	(Okamura) Okamura, 1930		12
Mutimo cylindricus / *Cutleria cylindrica*	(Okamura) H. Kawai & T. Kitayama, 2012 / Ocamura, 1902	Macroalga parda	5, 12
Sargassum horneri	(Turner) C. Agardh, 1820	sargazo	5, 12
Sargassum muticum	(Yendo) Fensholt, 1955	sargazo	12
Scytosiphon gracilis	Kogame, 1998		12
Undaria pinnatifida	(Harv.) Suringar., 1873	wakame	12
Rapidofitas			
Heterosigma akashiwo	(Y. Hada) Y. Hada ex Y. Hara & M. Chihara, 1987		17
Diatomeas			
Chaetoceros sp.	Ehren., 1844	diatomea	17
Chaetoceros didymus	Ehrenb., 1845	diatomea	17
Coscinodiscus sp.	Ehrenb., 1839	diatomea	17
Navicula sp.	Bory de Saint-Vincent, 1822	diatomea	17
Neodelphineis sp.	Takano, 1982	diatomea	17
Pseudo-nitzschia sp.	H. Perag., 1900	diatomea	17
Pseudo-nitzschia australis	Freng., 1939	diatomea	5
Pseudo-nitzschia delicatissima	(Cleve) Heiden, 1928	diatomea	5, 8, 27
Pseudo-nitzschia fraudulenta	(Cleve) Hasle, 1993	diatomea	17
Pseudo-nitzschia multiseries	(Hasle) Hasle, 1995	diatomea	5, 8, 17
Pseudo-nitzschia pseudodelicatissima	(Hasle) Hasle, 1993	diatomea	5, 17, 27
Pseudo-nitzschia pungens	(Grunow ex Cleve) Hasle, 1993	diatomea	5, 8, 27
Pseudo-nitzschia seriata	(Cleve) H. Perag., 1899	diatomea	5, 8, 27
Pseudo-nitzschia subfraudulenta	(Hasle) Hasle, 1993	diatomea	8
Thalassiosira sp.	Cleve,1873	diatomea	17
Silicoflagelados			
Dictyocha speculum	Ehrenb., 1838	silicoflagelado	17
Dinoflagelados			
Alexandrium sp.	Halim, 1960	dinoflagelado	17
Amphidinium carterae	Hulburt, 1957	dinoflagelado	5, 8, 27
Amphidinium operculatum	Clap. & J. Lachm., 1859	dinoflagelado	8, 27
Amylax triacantha	(Jörg.) Sournia, 1984	dinoflagelado	5, 17
Biceratium furca / *Neoceratium furca*	Vahhoeffen, 1897 / (Ehrenb.) F. Gomez, D. Moreira & P. Lopez-Garcia, 2010	dinoflagelado	17
Ceratium sp. / *Neoceratium* sp.	Schrank, 1793 / F. Gomez, D. Moreira & P. Lopez-Garcia, 2010	dinoflagelado	17
Ceratium balechi / *Neoceratium balechii*	Meave, Okolodkov & Zamudio, 2003 /(Meave, Okolodkov & Zamudio) F. Gomez, D. Moreira & P. Lopez-Garcia, 2010	dinoflagelado	17
Ceratium dens *Neoceratium dens*	Ostenf. & Schmidt 1901 (Ostenf. & Schmidt) F. Gomez, D. Moreira & P. Lopez-Garcia, 2010	dinoflagelado	17

Nombre científico[1]	*Autor(es)*	*Nombre(s) común(es)*[2]	*Capítulos*[3]
Ceratium tripos *Neoceratium tripos*	(Müller) Nitzch, 1817 (Müller) F. Gomez, D. Moreira & P. Lopez-Garcia, 2010	dinoflagelado	17
Centrodinium complanatum	(Cleve) Kof., 1907	dinoflagelado	5
Cochlodinium fulvescens	M. Iwataki, H. Kawami & K. Matsuoka, 2007	dinoflagelado	17
Cochlodinium polykrikoides	Margalef, 1961	dinoflagelado	17
Dinophysis acuminata	Clap. & J. Lachm., 1859	dinoflagelado	5, 17
Dinophysis acuta	Ehrenb., 1839	dinoflagelado	5, 17
Dinophysis caudata	Saville-Kent, 1881	dinoflagelado	27
Dinophysis fortii	Pavill., 1923	dinoflagelado	5
Dinophysis norvegica	Clap. & J. Lachm., 1859	dinoflagelado	5, 17
Dinophysis similis	Kof. & Skogsb., 1928	dinoflagelado	5
Dinophysis tripos	Gourret, 1883	dinoflagelado	27
Gonyaulax grindleyi	Reinecke, 1967	dinoflagelado	5
Gymnodinium catenatum	H.W. Graham, 1943	dinoflagelado	5, 17, 27
Heterocapsa rotundata / *Katodinium rotundatum*	(Lohmann) G. Hansen, 1995 / (Lohmann) Loeblich III, 1965	dinoflagelado	17
Karlodinium australe	de Salas, Bolch & Hallegr., 2005	dinoflagelado	17
Karlodinium veneficum	(D. Ballantine) J. Larsen, 2000	dinoflagelado	17
Lingulodinium polyedra	(F. Stein) J.D. Dodge, 1989	dinoflagelado	17
Noctiluca sp.	Suriray, 1816	dinoflagelado	17
Oblea rotunda	(G. Lebour) Balech ex Sournia, 1973	dinoflagelado	5
Peridiniopsis polonicum / *Peridinium polonicum*	(Woloszynska) Bourr., 1968 / Woloszynska, 1916	dinoflagelado	27
Peridiniopsis sp. / *Peridinium* sp.	Lemmerm., 1904 / Ehrenb., 1830	dinoflagelado	17
Phalacroma mitra	F. Schütt, 1895	dinoflagelado	5
Phalacroma rotundatum	(Clap. & J. Lachm.) Kof. & Michener. 1911	dinoflagelado	5
Protoperidinium mite	(Pavill.) Balech, 1974		5
Protoperidinium sp.	Bergh, 1882	dinoflagelado	17
Pyrodinium bahamense *Pyrodinium bahamense* var. *compressum*	L. Plate, 1906 (Böhm) Steid., Tester & F.J.R. Taylor, 1980	dinoflagelado	8, 27 17
Scrippsiella sp.	Balech ex A.R.Loeblich III, 1965	dinoflagelado	17
HONGOS			
Batrachochytrium dendrobatidis	Longcore, Pessier & D.K. Nichols 1999	quitridiomicosis cutánea, hongo quitridio	26, 27
PLANTAS			
Pteridofitas			
Azolla filiculoides	Lam., 1783	helechito de agua	13
Equisetum hyemale var. *affine*	(Engelm.) A.A. Eaton, 1903	carricillo, cañuela, cola de caballo	13
Salvinia minima	Baker, 1886	oreja de ratón	13
Angiospermas			
Alternanthera philoxeroides	(Mart.) Griseb., 1879	maleza caimán	13
Arundo donax	L., 1753	caña común, carrizo gigante	13, 27
Berula erecta	(Huds.) Coville, 1893	berro, choruri, palmita de agua, queza-pijchi	13

Nombre científico[1]	*Autor(es)*	*Nombre(s) común(es)*[2]	*Capítulos*[3]
Ceratophyllum demersum	L., 1753	cola de mapache, cola de zorra, mienrama de agua	13
Cyperus articulatus	L., 1753	chintul grande, chintule, junco, tule, tule redondo	13
Cyperus papyrus	L., 1753	papiro	13
Datura ceratocaula	Ortega, 1797	toloache, toloache de agua, tornaloca	13
Egeria densa	Planch., 1849	elodea	13
Eichhornia azurea	(Sw.) Kunth, 1843	camalote, cola de pato, cuchara de pato, pico de pato	13
Eichhornia crassipes	(Mart.) Solms, 1883	jacinto de agua, lirio acuático, lechuguilla, lila de agua	5, 13, 27
Eleocharis elegans	(Kunth) Roem. & Schult., 1817	chintulillo	13
Glyceria fluitans	(L.) R. Br., 1810	grama	13
Halodule wrightii / Halodule beaudetti	Asch., 1869 / (Hartog) Hartog, 1964	zacate de hojas delgadas	8, 27
Heteranthera limosa	(Sw.) Willd., 1801	cucharilla	13
Hydrilla verticillata	(L. f.) Royle, 1839	hydrila, tomillo de agua	5. 8, 13
Hydrocotyle verticillata	Thunb., 1939	sombrerillo americano	27
Hygrophila polysperma	(Roxb.) T.Anderson, 1867	East Indian hygrophila, Miramar weed, Indian swampweed, hygro	13
Hymenachne amplexicaulis	(Rudge) Nees, 1829	trompetilla, tuetillo	13
Lemna aequinoctialis	Welw., 1859	lenteja de agua, lentejita de agua	13
Lemna gibba	L., 1753	chichicastle, lenteja de agua	13
Lemna obscura	(Austin) Daubs, 1965	lenteja de agua	13
Limosella aquatica	L., 1753		13
Ludwigia peploides peploides	(Kunth) P.H. Raven, 1963	verdolaga de agua	13
Lythrum salicaria	L., 1753	salicaria purpúra	13
Mimosa pigra	L., 1755	zarza	13
Myriophyllum aquaticum	(Vell.) Verdc., 1973	cola de zorra acuática, mil hojas acuática, praderita de agua	13
Myriophyllum spicatum	L., 1753	/ Eurasian water-milfoil, myriophylle en epi, spiked water milfoil, spike watermilfoil	8
Najas guadalupensis *Najas guadalupensis guadalupensis*	(Spreng.) Magnus, 1870 (Spreng.) Magnus, 1870	bosque de agua	13
Najas marina	L., 1753	sierrilla	8, 13
Nasturtium officinale / *Rorippa nasturtium-aquaticum*	R. Br., 1812 / (L.) Hayek, 1905	berro, berro de agua, cresón	13
Neptunia natans	(L. f.) Druce, 1917	mimosa, sensitiva	13
Neptunia pubescens	Benth., 1841	mimosa, sensitiva	13
Nymphaea ampla	(Salisb.) DC., 1821	balona, flor de agua blanca, flor de azucena, flor de laguna, flor de loto, flor de sol, hierba del río, hoja de panza, hoja de laguna, hoja de panza de vaca, hoja de sol, lampazo, lirio acuático, lirio de agua, loto, nab, nuchuch nab, nenúfar, nikte'ha	13
Nymphaea mexicana	Zucc., 1832	apapatla, atlacuetzon, cabeza de negro, hojilla, ninfa, papatla, pascurinda, zazamol	13
Nymphaea pulchella	DC., 1821	flor de laguna, flor de loto, flor de sol, hoja de sol, lirio acuático, loto, nenúfar, ninfa	13

Nombre científico[1]	*Autor(es)*	*Nombre(s) común(es)*[2]	*Capítulos*[3]
Nymphoides fallax	Ornduff, 1969	lirio	13
Nymphoides indica	(L.) Kuntze, 1891	camalotillo, estrella de agua	13
Phragmites australis	(Cav.) Trin. ex Steud., 1840	carrizo común	13, 27
Pistia stratiotes	L., 1753	helecho flotador gigante, lechuga de agua, lechuguilla acuática, lechuguilla de agua, repollo de agua	13
Pluchea odorata	(L.) Cass., 1826		8
Polygonum acuminatum	Kunth, 1818	chilillo	13
Polygonum amphibium	L., 1753	chilillo ancho	13
Polygonum hydropiperoides	Michx., 1803	chilillo	13
Polygonum lapathifolium	L., 1753	achilillo hembra, ananash, chilillo, chilillo blanco	13
Polygonum punctatum / *Polygonum punctatum* var. *eciliatum*	Buch.-Ham.Ex D.Don, 1825 / Small, 1893	ananash, chilillo, chilillo de perro, matapulga	13
Potamogeton crispus	L., 1753	sierrita	13
Rumex conglomeratus	Murray, 1770	lengua de vaca	13
Ruppia maritima	L., 1753	cintita	13
Salvinia adnata / *Salvinia molesta*	Desv., 1827 / D.S. Mitch., 1972	helecho de agua, oreja de ratón, salvinia	13
Schoenoplectus americanus	(Pers.) Volkart ex Schinz & R. Keller, 1905	tule ancho	13
Schoenoplectus californicus	(C.A. Mey.) Soják, 1972	tule macho, tule ancho, tule bofo	13
Sesbania herbacea	(Miller) McVaugh, 1987	/ hemp sesbania, bigpod sesbania, peatree, Colorado river-hemp	13
Sphenoclea zeylanica	Gaertn., 1788	chile camarón	13
Stuckenia pectinata	(L.) Börner, 1912	achoricillo cambrai, apatle, bosque de agua, cola de caballo, grama, grazna, lama corriente, zacatito acuático	13
Syringodium filiforme	Kütz., 1860	zacate de manatí	27
Tamarix sp.	L. 1753	pinabete	27
Tamarix aphylla	(L.) H. Karst., 1882	pino de castilla	27
Tamarix chinensis	Lour., 1790	cedro salado	27
Tamarix gallica	L., 1753	cedro salado	27
Tamarix ramosissima	Ledeb., 1829	tamarisco, pino salado / salt cedar	27
Thalia geniculata	L., 1753	chantó, hoja de campo, hoja de lengua, hoja de queso, platanillo, popai, popal, quentó	13
Typha sp.	L., 1753	tules	27
Typha angustifolia	L., 1753	espadaña	5
Typha domingensis	Pers., 1807	chuspata, enea, espadaña, junco, masa de agua, pelusa, plumilla, poop, tule, tule ancho	13
Typha latifolia	L., 1753	chuspata, espadaña, junco, masa de agua, plumilla, tule, tule ancho, priope, espadilla, totorra	5, 13
Utricularia gibba	L., 1753	utricularia	13
Wolffia brasiliensis	Wedd., 1849	lentejita de agua	13
ANIMALES			
Myxospora			

Nombre científico[1]	*Autor(es)*	*Nombre(s) común(es)*[2]	*Capítulos*[3]
Myxobolus cerebralis	Hofer, 1903	/ whirling disease	8
Poríferos (esponjas)			
Chalinula nematifera	(de Laubenfels, 1954)	esponja	19
Chelonaplysilla violacea	(Lendenfeld, 1883)	esponja	19
Cliona amplicavata	Rützler, 1974	esponja	19
Cliona euryphylle	Topsent, 1888	esponja	19
Cliona flavifodina	Rützler, 1974	esponja	19
Halichondria panicea	(Pallas, 1766)	esponja	19
Haliclona caerulea	(Hechtel, 1965)	esponja	19
Haliclona tubifera	(George & Wilson, 1919)	esponja	19
Haliclona turquoisia	(de Laubenfels, 1954)	esponja	19
Lissodendoryx schmidti	(Ridley, 1884)	esponja	19
Mycale magnirhaphidifera	van Soest, 1984	esponja	19
Suberites aurantiacus	(Duchassaing & Michelotti, 1864)	esponja	19
Cnidarios			
Cladonema pacificum	Naumov, 1955	hidromedusa	17
Cordylophora caspia	(Pallas, 1771)	hidromedusa	8
Obelia dichotoma	(Linnaeus, 1758)	/ sea thread hydroid	5
Phyllorhiza punctata	von Lendenfeld, 1884	medusa de lunares blancos	8, 17
Plumularia setacea	(Linnaeus, 1758)	/ little seabristle	5
Tubastraea coccinea	Lesson, 1829	coral copa anaranjado	8
Ctenóforos			
Mnemiopsis leidyi	A. Agassiz, 1865	/ warty comb jelly	17
Platelmintos			
Actinocleidus cf fergusoni	Mizelle, 1938		16
Ancyrocephalus sp.	Creplin, 1839		16
Bothriocephalus acheilognathi	Yamaguti, 1934	céstodo	16, 27
Centrocestus formosanus	(Nishigori, 1924)	tremátodo	16
Cichlidogyrus dossoui	Paperna, 1960		16
Cichlidogyrus haplochromii	Paperna & Thurston, 1969		16
Cichlidogyrus longicornis	Paperna & Thurston, 1969		16
Cichlidogyrus sclerosus	Paperna & Thurston, 1969		16
Cichlidogyrus tilapiae	Paperna, 1960		16
Cleidodiscus bedardi	Mizelle,1936		16
Cleidodiscus floridanus	Mueller, 1936		16
Crepidostomum cornutum	(Osborn, 1903)	tremátodo	16
Cryptocotyle lingua	(Creplin, 1825)	tremátodo	8
Dactylogyrus sp.	Diesing, 1850		16
Dactylogyrus anchoratus	(Dujardin, 1845)		16
Dactylogyrus dulkeiti	Bychowsky, 1936		16
Dactylogyrus extensus	Mueller & Van Cleave, 1932		16
Dactylogyrus intermedius	(Weger, 1910)		16
Dactylogyrus minutus	(Kulwiec, 1927)		16

Nombre científico[1]	*Autor(es)*	*Nombre(s) común(es)*[2]	*Capítulos*[3]
Dactylogyrus vastator	Nybelin, 1924		16
Enterogyrus cichlidarum / *Enterogyrus niloticus*	Paperna, 1963 / Eid & Negm, 1987		16
Enterogyrus malmbergi	Bilong Bilong, 1988		16
Gyrodactylus bullatarudis	Turnbull, 1956		16
Gyrodactylus cichlidarum / *Gyrodactylus niloticus*	Paperna, 1968 / Cone, Arthur & Bondad-Reantaso, 1995		16
Gyrodactylus colemanensis	Mizelle & Kritzky 1967		16
Gyrodactylus salmonis	Yin & Sproston, 1948		16
Gyrodactylus ulinganisus	García-Vásquez, Hansen, Christison, Bron & Shinn, 2011		16
Gyrodactylus yacatli	García-Vásquez, Hansen, Christison, Bron & Shinn, 2011		16
Haplocleidus dispar	(Mueller, 1936)		16
Haplorchis pumilio	(Looss, 1896)	tremátodo	16
Ligictaluridus floridanus	Mueller, 1936		16
Ligictaluridus mirabilis	(Mueller, 1937)		16
Mazocraeoides olentangiensis	Sroufe, 1958		16
Microcotyle sp.	Van Beneden & Hesse, 1863		16
Onchocleidus principalis	Mizelle, 1936		16
Onchocleidus spiralis	(Mueller, 1937) Mizelle & Hudges,1938		16
Proteocephalus ambloplitis	(Leidy, 1887)	céstodo	16
Pseudomazocraeoides megalocotyle	Price, 1961		16
Scutogyrus longicornis	Paperna & Thurston, 1969		16
Tetraonchus sp.	Diesing, 1858		16
Rotíferos			
Brachionus plicatilis	O. F. Müller, 1786		18
Nemátodos			
Anguillicoloides crassus	(Kuwahara, Niimi & Itagaki, 1974)		8
Camallanus cotti	Fujita, 1927		16
Pseudocapillaria tomentosa	(Dujardin, 1843)		16
Anélidos			
Alitta succinea	(Leuckart, 1847)	neréirido pardo del noratlántico	19
Boccardiella ligerica	(Ferronnière, 1898)	poliqueto	8
Branchiomma bairdi	(McIntosh, 1885)	plumero verde	19
Branchiomma curtum	(Ehlers, 1901)	poliqueto	19
Capitella capitata	(Fabricius, 1780)	poliqueto	19, 27
Exogone breviantennata	Hartmann-Schröder, 1959	poliqueto	19
Exogone occidentalis	Westheide, 1974	poliqueto	19
Exogone verugera	(Claparède, 1868)	poliqueto	5, 19
Ficopomatus enigmaticus	(Fauvel, 1923)	poliqueto	19
Ficopomatus miamiensis	(Treadwell, 1934)	pinito arrecifal de granja	8, 19
Ficopomatus uschakovi	(Pillai, 1960)	poliqueto	19
Hydroides dianthus	(Verrill, 1873)	poliqueto	19
Hydroides diramphus	Mörch, 1863	pinito con espinas T del Caribe	19

Nombre científico[1]	*Autor(es)*	*Nombre(s) común(es)*[2]	*Capítulos*[3]
Hydroides elegans	(Haswell, 1883)	pinito elegante del Indo-Pacífico	5, 8, 19
Hydroides sanctaecrucis	Krøeyer, 1863	pinito con taón de espinas	19
Manayunkia speciosa	(Leidy, 1859)	poliqueto	19
Marenzelleria viridis	(Verrill, 1873)	poliqueto	19
Polydora cornuta	Bosc, 1802	poliqueto	8
Polydora websteri	Hartman, 1943	gusano ampolla o burbuja de lodo	19
Prionospio anuncata	Fauchald, 1972	poliqueto	19
Prionospio malmgreni	Claparède, 1870	poliqueto	5, 19
Pseudopolydora kempi	(Southern, 1921)	poliqueto	19
Pseudopolydora paucibranchiata	(Okuda, 1937)	poliqueto	5, 19
Sabella spallanzanii	(Gmelin, 1791)	poliqueto	19
Salvatoria clavata / Brania clavata	(Claparède, 1863) / (Claparède, 1863)	poliqueto	19, 5
Teneridrilus mastix	(Brinkhurst, 1978)	/ sludge-worms	17
Terebrasabella heterouncinata	Fitzhugh & Rouse, 1999	poliqueto	19
Artrópodos			
Crustáceos			
Acartia omorii	Bradford, 1976	copépodo	17
Ampelisca abdita	Mills, 1964		5, 8, 21
Amphibalanus amphitrite / *Balanus amphitrite*	(Darwin, 1854) / Darwin, 1854	percebe/ striped barnacle	21 5, 8, 27
Amphibalanus eburneus	(Gould, 1841)	/ ivory barnacle	21
Amphibalanus improvisus	(Darwin,1854)	/ bay barnacle, acorn barnacle	21
Amphibalanus reticulatus / *Balanus reticulatus*	(Utinomi, 1967) / Utinomi, 1967	cirripedio	21 8
Amphibalanus subalbidus	(Henry, 1973)	cirripedio	21
Ampithoe longimana	Smith, 1873		5, 21, 27
Ampithoe pollex	Kunkel, 1910		5, 21
Argulus japonicus	Thiele, 1900	/ Japanese fishlouse	8
Balanus trigonus	Darwin, 1854		8, 21
Bythotrephes longimanus	Leydig, 1860	pulga de agua / spiny waterflea	17
Callinectes bocourti	A. Milne-Edwards, 1879	jaiba roma	8
Caprella equilibra	Say, 1818		21
Carcinus maenas	(Linnaeus, 1758)		21
Centropages abdominalis	Sato, 1913	copépodo	17
Centropages typicus	Krøyer, 1849	copépodo	17
Charybdis hellerii	(A. Milne-Edwards, 1867)		8
Chelura terebrans	Philippi, 1839		21
Cherax quadricarinatus	(von Martins, 1868)	langosta o acocil de quelas rojas	21
Daphnia lumholtzi	G. O. Sars, 1885	pulga de agua	18
Daphnia magna	Straus, 1820	pulga de agua	18
Ericthonius brasiliensis	(Dana, 1853)		21
Eriocheir sinensis	H. Milne-Edwards, 1853		8, 21
Eurylana arcuata	(Hale, 1925)		21
Eurytemora affinis	(Poppe, 1880)		8

Nombre científico[1]	*Autor(es)*	*Nombre(s) común(es)*[2]	*Capítulos*[3]
Exopalaemon styliferus	(H. Milne-Edwards, 1840)		17
Gnathophyllum modestum	Hay, 1917		8
Grandidierella japonica	Stephensen, 1938		21
Hexapleomera robusta	(Moore, 1894)		21
Hippolyte zostericola	(Smith, 1873)		17
Iais californica	(Richardson, 1904)		21
Lepeophtheirus salmonis	(Krøyer, 1837)	piojo de mar	16
Ligia sp.	Fabricius, 1798		21
Ligia exotica	Roux, 1828		21
Limnoithona sinensis	(Burckhardt, 1912)	copépodo	17
Litopenaeus stylirostris	(Stimpson, 1871)	camarón azul, camarón azul del Pacífico	5, 21
Litopenaeus vannamei	(Boone, 1931)	camarón patiblanco /whiteleg shrimp	5, 8, 21
Macrobrachium macrobrachion	(Herklots, 1851)		8
Macrobrachium rosenbergii	(De Man, 1879)	camarón de Malasia	5, 18, 21
Mastigodiaptomus albuquerquensis	(Herrick, 1895)	copépodo	18
Megabalanus sp.	Hoek, 1913	cirripedios	21
Megabalanus coccopoma	(Darwin, 1854)	cirripedio/ titan acorn barnacle	8, 21
Megabalanus tintinnabulum	(Linnaeus, 1758)	cirripedio	21
Melita nitida	Smith 1873		21
Mesocyclops aspericornis	(Daday, 1906)	copépodo	5, 18, 27
Mesocyclops edax	(S.A. Forbes, 1891)	copépodo	5, 17
Mesocyclops ogunnus	Onabamiro, 1957	copépodo	17, 18
Mesocyclops pehpeiensis	Hu, 1943	copépodo	5, 18
Mesocyclops thermocyclopoides	Harada, 1931	copépodo	5, 18, 27
Moina macrocopa *M. macrocopa macrocopa*	(Straus, 1820) (Straus, 1820)	pulga de agua cladocero	5 18
Monocorophium acherusicum / *Corophium acherusicum*	(Costa, 1853) / Costa, 1853	anfípodo	5, 8, 21
Monocorophium insidiosum	(Crawford, 1937)	anfípodo	21
Monocorophium uenoi	(Stephensen, 1932)		21
Neomysis americana	(S.I. Smith, 1873)		17
Oithona davisae	Ferrari & Orsi, 1984	copépodo	17
Orconectes virilis	(Hagen, 1870)	langostino	5, 21, 27
Paracerceis sculpta	(Holmes, 1904)		21
Paradella dianae	(Menzies, 1962)		21
Parapleustes derzhavini	Gurjanova, 1938		21
Penaeus monodon	Fabricius, 1798	camarón tigre gigante	8, 21
Procambarus clarkii	(Girard, 1852)	langostino, cangrejo de río / red swamp crawfish	5, 21, 27
Procambarus regiomontanus	Villalobos, 1954		5, 21
Pseudodiaptomus forbesi	(Poppe & Richard, 1890)	copépodo	17
Pseudodiaptomus inopinus	Burckhardt, 1913	copépodo	17
Pseudodiaptomus marinus	Sato, 1913	copépodo	17
Pullosquilla litoralis	(Michel & Manning, 1971)		8

Nombre científico[1]	*Autor(es)*	*Nombre(s) común(es)*[2]	*Capítulos*[3]
Rhithropanopeus harrisii	(Gould, 1841)	cangrejo del lodo/ zuiderzee crab, mud crab	5, 8, 21
Rhopalophthalmus tattersallae	Pillai, 1961		17
Salmoneus gracilipes	Miya, 1972		17
Scylla serrata	(Forskål, 1775)		8
Sinelobus stanfordi	(Richardson, 1901)		21
Sinocalanus doerri	(Brehm, 1909)	copépodo	17
Sphaeroma quoyanum	H. Milne-Edwards, 1840		21
Sphaeroma terebrans	Bate, 1866		8
Sphaeroma walkeri	Stebbing, 1905		8, 21
Taphromysis louisianae	Banner, 1953		21
Thermocyclops crassus	(Fischer, 1853)	copépodo	17, 18
Zeuxo kurilensis	(Kussakin & Tzareva, 1974)		8
Insectos			
Aedes aegypti	(Linnaeus, 1762)	mosquito vector del virus de la fiebre amarilla	15
Aedes albopictus	(Skuse, 1894)	mosquito tigre, mosquito tigre asiático	15
Anopheles quadrimaculatus	Say, 1824	mosquito común de la malaria o paludismo	15
Moluscos			
Arcuatula senhousia	(Benson, 1842)		17
Bankia destructa	Clench & Turner, 1946		5
Bankia zeteki	Bartsch, 1921		5
Biomphalaria sp.	Preston, 1910		20
Biomphalaria glabrata	Say, 1818		20
Corbicula sp.	Megerle von Mühlfeld, 1811	almeja asiática	27
Corbicula fluminea	(Müller, 1774)		20, 27
Crassostrea sp.	Sacco, 1897		19
Crassostrea gigas	(Thunberg, 1793)	ostra gigante del Pacífico, ostra del Pacífico	5, 19, 21
Cuthona perca	(Er. Marcus, 1958)		8
Doriprismatica sedna / *Glossodoris sedna*	(Ev. Marcus & Er. Marcus, 1967) / (Ev. Marcus & Er. Marcus, 1967)		8
Dreissena sp.	Van Beneden, 1835	mejillón	27
Dreissena polymorpha	(Pallas, 1771)	mejillón cebra	8, 17
Gemma gemma	(Totten, 1834)		21
Haliotis sp.	Linnaeus, 1758		19
Hyotissa hyotis	(Linnaeus, 1758)		8
Littorina littorea	(Linnaeus, 1758)		8
Lyrodus medilobatus	(Edmonson, 1942)		8
Melanoides tuberculata	(O.F. Müller, 1774)		8, 20, 27
Mya arenaria	Linnaeus, 1758		21
Mytella charruana	(d'Orbigny, 1842)		8
Pachychilus sp.	I. Lea & H. C. Lea, 1851		20
Perna perna	(Linnaeus, 1758)		8
Perna viridis	(Linnaeus, 1758)		8

Nombre científico[1]	*Autor(es)*	*Nombre(s) común(es)*[2]	*Capítulos*[3]
Pila sp.	Röding, 1798		20
Pomacea canaliculata	Lamarck, 1828		20
Pomacea flagellata	(Say, 1827)		20
Rangia cuneata	(J. E. Gray, 1831)	almeja rangia americana	8
Siphonaria pectinata	(Linnaeus, 1758)		8
Stiliger fuscovittatus	Lance, 1962		8
Tarebia granifera	Lamarck, 1822		8, 20
Teredo bartschi	Clapp, 1923	molusco broma/ bartsch shipworm	5
Tridacna crocea	Lamarck, 1819		8
Briozoarios			
Arbopercula bengalensis	(Stoliczka, 1869)		8
Celleporaria pilaefera	(Canu & Bassler, 1929)		8
Hippoporina indica	Madhavan Pillai, 1978		8
Membranipora membranacea	(Linnaeus, 1767)		17
Sundanella sibogae	(Harmer, 1915)		8
Victorella pavida	Saville-Kent, 1870		8
Watersipora arcuata	Banta, 1969		21
Tunicados			
Ascidia zara	Oka, 1935		19
Botrylloides perspicuus	(Herdman, 1886)		19
Botrylloides violaceus	Oka, 1927	tapete anaranjado, chorros de mar en cadenas	19
Botryllus schlosseri	(Pallas, 1766)	tapete estrellado	8, 19
Ciona intestinalis	(Linnaeus, 1767)		19
Ciona savignyi	Herdman, 1882		19
Lissoclinum fragile	(Van Name, 1902)	tapete blanco	19
Microcosmus squamiger	Michaelsen, 1927		19
Polyandrocarpa zorritensis	(Van Name, 1931)		5, 19, 27
Polyclinum constellatum	Savigny, 1816	papa de mar	19
Styela canopus	(Savigny, 1816)	ascidia rugosa	19
Styela clava	Herdman, 1881		19
Styela plicata	(Lesueur, 1823)		8, 19
Symplegma brakenhielmi	(Michaelsen, 1904)		19
Symplegma reptans	(Oka, 1927)		19
Peces			
Acanthogobius flavimanus	(Temminck & Schlegel, 1845)	gobio extranjero/ yellowfin goboy	5
Algansea lacustris	Steindachner, 1895	acumura	5
Alosa aestivalis	(Mitchill, 1814)	/ blueback herring	8
Alosa sapidissima	(Wilson, 1811)	sábalo americano	8
Amatitlania nigrofasciata	(Günther, 1867)	pez convicto	24
Ameiurus catus	(Linnaeus, 1758)	bagre blanco/ white catfish	22
Ameiurus melas	(Rafinesque, 1820)	bagre negro, bagre cabeza toro/ black bullhead	5, 22, 27
Ameiurus natalis	(Lesueur, 1819)	bagre torito amarillo/ yellow bullhead	5, 22, 27

Nombre científico[1]	*Autor(es)*	*Nombre(s) común(es)*[2]	*Capítulos*[3]
Ameiurus nebulosus	(Lesueur, 1819)	/ brown bullhead	22
Andinoacara rivulata	(Günther, 1860)	terror verde	24
Apeltes quadracus	(Mitchill, 1815)	/ fourspine stickleback	8
Arapaima gigas	(Schinz, 1822)	paiche, arapaima	5
Astronotus ocellatus	(Agassiz, 1831)	acarahuazí, astronotus / Oscar	5
Astyanax fasciatus	(Cuvier, 1819)	sardina colirroja	5
Astyanax mexicanus	(De Filippi, 1853)	sardinita mexicana	5
Carassius auratus	(Linnaeus, 1758)	carpa dorada/ goldfish	5, 22, 23, 24, 27
Carpiodes carpio / *Carpiodes elongatus*	(Rafinesque, 1820) / Meek, 1904	matalote, matalote chato/ river carpsucker	5, 22
Cephalopholis argus	Schneider, 1801	cherna pavo real	8
Cromileptes altivelis	(Valenciennes, 1828)	mero jorobado	8
Ctenopharyngodon idella	(Valenciennes, 1844)	carpa herbívora/ grass carp	5, 22, 24, 25, 27
Cyprinella lutrensis	(Baird & Girard, 1853)	carpita roja/ beautiful shinner	22
Cyprinus carpio	Linnaeus, 1758	carpa/ common carp	5, 22, 23, 24, 25, 27
Cyprinus carpio carpio	Linnaeus, 1758	carpa, carpa común	25, 27
Cyprinus carpio specularis	Lacepède, 1803	carpa espejo	25
Diapterus peruvianus	(Cuvier, 1830)	mojarra de aletas amarillas	17
Dorosoma sp.	Rafinesque, 1820	sardinita	24
Dorosoma cepedianum	(Lesueur, 1818)	sardina molleja, sardina cuchilla	5, 8
Dorosoma petenense	(Günther, 1867)	sardina del Atlántico, sardina maya/ threadfin shad	5, 8, 22, 27
Fundulus zebrinus	Jordan & Gilbert, 1883	pez cebra/ plains killifish	5
Gambusia affinis	(Baird & Girard, 1853)	gambusia, pez mosquito	22, 24, 27
Gila bicolor	(Girard, 1856)	carpa de tui/ tui chub	22
Gila orcuttii	(Eigenmann & Eigenmann, 1890)	carpa de arroyo/ arroyo chub	22
Gramma loreto	Poey, 1868	loreto	8
Hemichromis bimaculatus / *Hemichromis gutattus*	Gill, 1862 / Günther, 1862	pez joya	27
Hemichromis letourneuxi	Sauvage, 1880	/ African jewelfish	8
Herichthys cyanoguttatus	Baird & Girard, 1854	mojarra del norte	24
Heterandria bimaculata	(Heckel, 1848)	guatopote manchado, guatope manchado	5, 24
Hypophthalmichthys molitrix	(Valenciennes, 1844)	carpa plateada	5
Hypophthalmichthys nobilis	(Richardson, 1845)	carpa cabezona	5
Hypostomus sp. / *Plecostomus* sp.	Lacepède 1803 \ Lacepède 1803	pez diablo	27
Hypsoblennius invemar	Smith-Vaniz & Acero P., 1980	/ tessellated blenny	8
Ictalurus furcatus	(Lesueur, 1840)	bagre azul/ blue catfish	22
Ictalurus meridionalis	(Günther, 1864)	bagre azul del sureste	22
Ictalurus punctatus	(Rafinesque, 1818)	bagre de canal/ channel catfish	5, 22, 24, 27
Lepomis cyanellus	Rafinesque, 1819	perca, pez sol/ green sunfish	22, 27
Lepomis gulosus	(Cuvier, 1829)	mojarrón, mojarra golosa/ warmouth	5, 22

Nombre científico[1]	*Autor(es)*	*Nombre(s) común(es)*[2]	*Capítulos*[3]
Lepomis macrochirus	Rafinesque, 1819	mojarrón de agallas azules, mojarra de agallas azules	5, 22, 24
Lepomis megalotis	(Rafinesque, 1820)	mojarra gigante/ longear sunfish	22
Lepomis microlophus	(Günther, 1859)	mojarra oreja roja/ redear sunfish	5, 22
Lutjanus argentiventris	(Peters, 1869)	pargo amarillo	17
Megalobrama amblycephala	Yih, 1955	carpa brema	5
Membras martinica	(Valenciennes, 1835)	pejerrey rasposo	5, 8
Menidia beryllina	(Cope, 1867)	plateadita, plateadito salado	5, 8
Micropterus salmoides	(Lacépède, 1802)	perca americana, lobina negra	5, 22, 24, 27
Morone chrysops	(Rafinesque, 1820)	lobina blanca/ white bass	5, 8
Morone saxatilis	(Walbaum, 1792)	lobina rayada, robalo blanco, robalo rayado/ stripped bass	5, 8, 22
Mylopharyngodon piceus	(Richardson, 1846)	carpa negra	5
Naso lituratus	(Forster, 1801)		8
Neogobius melanostomus	(Pallas, 1814)	/ round goby	17
Notemigonus crysoleucas	(Mitchill, 1814)	carpita dorada / golden shiner	5
Oncorhynchus mykiss	(Walbaum, 1792)	trucha, trucha arco iris	5, 8, 22, 24, 27
Oncorhynchus tshawytscha	(Walbaum, 1792)	salmón boquinegra	8
Oreochromis sp.	Günther, 1889	mojarra tilapia	27
Oreochromis aureus	(Steindachner, 1864)	tilapia azul /blue tilapia	5, 8, 22, 23, 24, 25, 27
Oreochromis mossambicus	(Peters, 1852)	tilapia de Mozambique	5, 8, 22, 23, 24, 25, 27
Oreochromis niloticus *O. niloticus niloticus*	(Linnaeus, 1758)	tilapia del Nilo	5, 8, 24, 27 25
Oreochromis urolepis hornorum	(Trewavas, 1966)	tilapia wami/ tilapia hornorum	27
Osmerus mordax	(Mitchill, 1814)	/ rainbow smelt	8
Parachromis managuensis	(Günther, 1867)	mojarra de Managua, guapote tigre	5, 25, 27
Parachromis motaguensis	(Günther, 1867)	mojarra del Motagua	8, 25
Paraneetroplus synspilus / *Vieja synspila*	(Hubbs, 1935) / (Hubbs, 1935)	tuba, mojarra paleta	27
Petenia splendida	Günther, 1862	tenguayaca/ bay snook	5
Pimephales promelas	Rafinesque, 1820	carpa cabezona/fathead minnow	5, 22
Platax orbicularis	(Forsskål, 1775)	guavina cristalina	8
Poecilia sp.	Bloch & Schneider, 1801	molly de vela	27
Poecilia butleri	Jordan, 1889	topote del Pacífico/ Pacific molly	22
Poecilia latipinna	(Lesueur, 1821)	topote velo negro/ sailfin molly	22
Poecilia reticulata	Peters, 1860	gupi/ guppy	5, 8, 22, 24
Poecilia sphenops	Valenciennes, 1846	topote mexicano	5, 8
Poecilia velifera	(Regan, 1914)	topote aleta grande	5, 8
Poeciliopsis gracilis	(Heckel, 1848)	guatopote jarocho, guatope jarocho	5, 24
Pomadasys macracanthus	(Günther, 1864)	roncacho gordo	17
Pomoxis annularis	Rafinesque, 1818	robaleta blanca/ white crappie	22
Pomoxis nigromaculatus	(Lesueur, 1829)	obaleta prieta, mojarra negra/ black crappie	5, 22

Nombre científico[1]	*Autor(es)*	*Nombre(s) común(es)*[2]	*Capítulos*[3]
Pterois miles	(Bennett, 1828)	pez león	8, 27
Pterois volitans	(Linnaeus, 1758)	pez león	8, 25, 27
Pterygoplichthys disjunctivus	(Weber, 1991)	pleco, pez diablo o limpia peceras/ vermiculated sailfin catfish, radiated	23, 24, 25, 27
Pterygoplichthys multiradiatus	(Hancock, 1828)	pleco, placastro/ Orinoco sailfin catfish	5
Pterygoplichthys pardalis	(Castelnau, 1855)	pez diablo, bagre loricárido amazónico	22, 24, 25, 27
Pylodictis olivaris	(Rafinesque, 1818)	bagre piltonte, bagre cabeza plana/flathead catfish	5, 22
Salmo salar	Linnaeus, 1758	/Atlantic salmon	8
Salmo trutta	Linnaeus, 1758	/ brown trout	8
Scatophagus argus	(Linnaeus, 1766)		8
Sciaenops ocellatus	(Linnaeus, 1766)	corvineta ocelada	25
Sparus aurata	Linnaeus, 1758	pargo dorado/ gilt-head seabream	22, 27
Thorichthys ellioti	Meek, 1904	chescla	5, 24
Thorichthys meeki	Brind, 1918	torito	5
Tilapia sp.	Smith, 1840	mojarra africana	27
Tilapia rendalli	(Boulenger, 1897)	tilapia del Congo	5, 24, 25, 27
Tilapia zillii	(Gervais, 1848)	tilapia de panza roja, mojarra africana	5, 8, 22, 24, 27
Xiphophorus hellerii	Heckel, 1848	cola de espada/ green swordtail	5, 8, 22, 24
Xiphophorus maculatus	(Günther, 1866)	espada sureña/ southern platyfish	5, 22
Xiphophorus variatus	(Meek, 1904)	espada de Valles/ variable platyfish	5, 22, 24
Zebrasoma velifer	(Bloch, 1795)		8
Anfibios			
Eleutherodactylus planirostris	(Cope, 1862)	rana ladrona de invernadero/ Greenhouse frog	5
Lithobates berlandieri / *Rana berlandieri*	(Baird, 1859) / Baird, 1859	rana leopardo	27
Lithobates catesbeianus	(Shaw, 1802)	rana toro	5, 26, 27
Rhinella marina	(Linnaeus, 1758)	sapo gigante, sapo verrugoso	5, 27
Xenopus laevis	(Daudin, 1802)	rana africana de uñas	5, 26
Reptiles			
Apalone spinifera	(Le Sueur, 1827)	tortuga de concha blanda	27
Crocodylus moreletii	Duméril & Bibron, 1851	cocodrilo de pantano	26
Trachemys scripta	(Thunberg, 1792)	galápago de Florida, tortuga japonesa	26, 27
Mamíferos			
Myocastor coypus	(Molina, 1782)	coipú, roedor acuático sudamericano	27

[1] Sólo se indican los sinónimos después del nombre correcto, separado por una diagonal (/), si en el capítulo se indica dicho nombre
[2] Se indican los nombres comunes que aparecen en los capítulos y los compilados en el Sistema de Información sobre Especies Invasoras (SIEI, véase capítulo 5); con una diagonal (/) se separan los nombres en inglés .
[3] Sólo se consideraron los capítulos 5, 8, 12-13, 15-27. No se consideran los vectores de virus (capítulo 15) ni hospederos (capítulo 16).

AUTORES

Aguilar-Rosas, Luis Ernesto
Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California

Aguilera González, Carlos
Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León

Álvarez Torres, Porfirio
Programa Marino del Golfo de México y Mar Caribe, Centro de Cambio Global y la Sustentabilidad en el Sureste, A.C.

Amador del Ángel, Luis Enrique
Centro de Investigación de Ciencias Ambientales, Dependencia de Educación Superior de Ciencias Naturales y Exactas, Universidad Autónoma del Carmen

Andreu-Soler, Asunción
Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Baja California

Arévalo Niño, Katiushka
Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León

Barrios Caballero, Yolanda
Dirección General de Análisis y Prioridades, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad

Bastida-Zavala, Rolando
Instituto de Recursos, Universidad del Mar, Campus Puerto Ángel

Bonilla-Barbosa, Jaime Raúl
Centro de Investigaciones Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Morelos

Born-Schmidt, Georgia
Dirección General de Análisis y Prioridades, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad

Brito Bermúdez, Abelardo
Parque Nacional Arrecifes de Cozumel, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas

Bustamante Moreno, Ivonne
Dirección de Evaluación y Seguimiento. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas

Camarena-Rosales, Faustino
Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Baja California

Campos-González, Ernesto
Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Baja California

Carballo Cenizo, José Luis
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México

Contreras-MacBeath, Topiltzin
Secretaría de Desarrollo Sustentable, Gobierno de Morelos

de León-González, Jesús Ángel
Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León

Delgadillo-Rodríguez, José
Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Baja California

Díaz Martínez, Sergio
Dirección General de Análisis y Prioridades, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad

Elías-Gutiérrez, Manuel
El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Chetumal

Espinosa-García, Francisco
Centro de Investigaciones en Ecosistemas, Universidad Nacional Autónoma de México, Campus Morelia

Flores Pedroche, Francisco
Departamento de Ciencias Ambientales, Universidad Autónoma Metropolitana- Lerma
University and Jepson Herbaria, University of California, Berkeley

Gadsden Esparza, Héctor
Centro Regional Chihuahua, Instituto de Ecología A.C.

Galaviz Silva, Lucio
Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León

García Gutiérrez, Ivo
Área de Protección de Flora y Fauna Meseta de Cacaxtla, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas

García-Madrigal, María del Socorro
Instituto de Recursos, Universidad del Mar, Campus Puerto Ángel

García Martínez, Margarita
Dirección de Especies Prioritarias para la Conservación, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas

García Ramírez, María Elena
Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León

Gaspar-Dillanes, María Teresa
Instituto Nacional de Pesca, Secretaria de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación

Golubov Figueroa, Jordan
División de Ciencias Biológicas y de la Salud, Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco

Gómez-Lozano, Francisco Ricardo
Dirección Regional Península de Yucatán y Caribe Mexicano, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas

Gómez Mancha, Yésica
Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León

González-Acosta, Adrián F.
Departamento de Conservación de la Biodiversidad, El Colegio de la Frontera Sur, Unidad San Cristóbal

González Baca, Christopher A.
Parque Nacional Arrecifes de Cozumel, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas

González Martínez, Ana Isabel
Dirección General de Análisis y Prioridades, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad

Guerrero-Eloísa, Sandino
División de Ciencias Biológicas y de la Salud, Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco

Hernández Nava, José
Área de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas

Hernández Robles, Diana
Dirección General de Análisis y Prioridades, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad

Huidobro-Campos, Leticia
Instituto Nacional de Pesca, Secretaria de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación

Koleff Osorio, Patricia
Dirección General de Análisis y Prioridades, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad

Lavín Murcio, Pablo A.
Instituto de Ciencias Biomédicas, Universidad Autónoma de Ciudad Juárez

Lazcano Villarreal, David
Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León

Lindig-Cisneros, Roberto
Centro de Investigaciones en Ecosistemas, Universidad Nacional Autónoma de México, Campus Morelia

Lozano Vilano, María de Lourdes
Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León

Luna Peña, Sergio
Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León

Maeda-Martínez, Alejandro M.
Área de Planeación Ambiental y Conservación, Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, A.C.

Mandujano, María C.
Departamento Ecología de la Biodiversidad, Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México

March Mifsut, Ignacio J.
The Nature Conservancy, Programa para México y Norte de Centroamérica

Martínez Jiménez, Maricela
Subcoordinación de Hidrobiología y Evaluación Ambiental, Coordinación de Tratamiento y Calidad del Agua, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Meave del Castillo, María Esther
Departamento de Hidrobiología, Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa

Mejía-Mojica, Humberto
Centro de Investigaciones Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Morelos

Mendoza Alfaro, Roberto E.
Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León

Molina Garza, Zinnia Judith
Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León

Montemayor Leal, Jesús
Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León

Moreno-Dávila, Betsabé
Posgrado en Ciencias Marinas y Costeras, Universidad Autónoma de Baja California Sur

Naranjo-García, Edna
Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México

Olivera-Carrasco, María Teresa
Subdirección de Laboratorios y Apoyo Académico, Instituto Nacional de Antropología e Historia

Ortiz Monasterio Quintana, Ana
Redes por la Diversidad, Equidad y Sustentabilidad, A.C.

Quiroz Martínez, Humberto
Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León

Ramírez Flores, Óscar
Dirección de Especies Prioritarias para la Conservación, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas

Ramírez-Martínez, Carlos
Instituto de Investigaciones Sociales, Universidad Autónoma de Nuevo León

Riosmena-Rodríguez, Rafael
Programa de Investigación en Botánica Marina, Universidad Autónoma de Baja California Sur

Rodríguez-Almaraz, Gabino
Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León

Rosas González, Moisés
Área de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas

Rubio-Godoy, Miguel
Red de Biología Evolutiva, Instituto de Ecología, A.C.

Ruiz-Campos, Gorgonio
Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Baja California

Ruiz Olvera, Teresa
Dirección de Especies Prioritarias para la Conservación, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas

Salgado-Maldonado, Guillermo
Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México

Sánchez Alejandro, Flor
Posgrado en Ciencias de la Vida, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California

Sánchez-Gonzales, Sergio
Unidad Académica de Biología, Universidad Autónoma de Sinaloa

Sánchez Martínez, Marcos Antonio
Área de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas

Santamaría Araúz, Betzy
Centro de Investigaciones Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Morelos

Solís Rojas, Carlos
Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León

Valdez Moreno, Martha
El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Chetumal

Varela-Romero, Alejandro
Departamento de Investigaciones Científicas y Tecnológicas, Universidad de Sonora

Wakida-Kusunoki, Armando T.
Centro Regional de Investigación Pesquera de Ciudad del Carmen, Instituto Nacional de Pesca, Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación

Zertuche-González, José Antonio
Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California 1

En el último siglo las actividades humanas han dejado una profunda huella en el planeta. Las invasiones biológicas son uno de los principales factores del deterioro ambiental, con graves repercusiones como la pérdida de biodiversidad y la degradación de los ecosistemas y los servicios ambientales que proporcionan. Hoy día, debido a la frecuencia e intensidad con que se introducen numerosas especies a nuevas regiones por vías intencionales o accidentales, la prevención resulta esencial ya que el control de especies invasoras tiene costos muy elevados y desafortunadamente su erradicación es complicada y en muchos casos inviable. Los humanos hemos sido responsables del incremento de estas invasiones y también de sus consecuencias negativas no sólo en el patrimonio natural, sino en actividades productivas como la pesca, el comercio, el turismo y la salud humana, animal y vegetal. Estos problemas se pueden agravar aún más ante el cambio climático y el aumento del transporte y el comercio internacional. En México, los ambientes acuáticos, junto con las islas, son los más vulnerables y, en consecuencia, los que han sufrido los mayores impactos.

Especies acuáticas invasoras en México reúne por primera vez el conocimiento sobre las especies más nocivas de prácticamente todos los grupos de organismos que amenazan la extraordinaria biodiversidad acuática del país, sus áreas naturales protegidas, así como las actividades productivas primarias. En esta obra se hace un análisis del contexto legal y normativo, nacional e internacional, y se proponen herramientas para identificar las especies invasoras de mayor riesgo y atender las principales vías de su introducción. Los enfoques innovadores que se describen son un punto de referencia para la prevención, detección temprana, control y erradicación de especies exóticas invasoras y aportan elementos para contribuir a los objetivos de la Estrategia Nacional sobre Especies Invasoras.

CONABIO
COMISIÓN NACIONAL PARA EL CONOCIMIENTO Y USO DE LA BIODIVERSIDAD